

ÉVALUATION DES MESURES ÉCOLOGIQUES DOMAINE BIODIVERSITÉ



Editeurs: Felix Herzog et Thomas Walter

Auteurs

Stéphanie Aviron¹, Franz Bigler¹, Simon Birrer², Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Jacques Derron³, Suzanne Dreier¹, Peter Duelli⁴, Lisa Eggenschwiler¹, Felix Herzog¹, Daniela Heynen², Sebastian Hoehstetter¹, Gabriela Hofer¹, Otto Holzgang², Katja Jacot¹, Philippe Jeanneret¹, Dorothea Kampmann¹, Marc Kéry², Iris Klaus¹, David Kleijn⁵, Eva Knop¹, Lukas Kohli², Andrea Kühne¹, Henryk Luka⁶, Barbara Oberholzer¹, Martin K. Obrist⁴, Lukas Pfiffner⁶, Sarah Pearson⁷, Stefano Pozzi⁷, Olivier Roux⁸, Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Martin Spiess², Thomas Walter¹, Emmanuel Wermeille¹¹ et Matthias Wolf¹

Collaboration

Inventaire des habitats et cartographie de l'utilisation du sol: Reto Beck², Ursula Bornhauser-Sieber², Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Hans Conradin¹, David Finger², Beat Frehner², Manuel Freiburghaus², Roman Graf², Daniela Heynen², Gabriele Hilke Peter², Michael Hock², Petra Horch², Monika Höltschi², Philippe Jeanneret¹, Philipp Kästli², Iris Klaus¹, Lukas Kohli², Andrea Koller², Paul Külling², Didier Lindegger¹¹, Wolfgang Linhart², Andrea Lips¹, Christian Marfurt², Nico Meier², Paul Mosimann-Kampe², Nico Müller¹¹, Constanze Pawlitzki², Sarah Pearson⁷, Gregor Röösl², Markus Rudin², Martin Schibli², Alexander Schmid¹¹, Daniel Schrag¹, Stefan Schröter², Andrea Schukraft², Beatrice Schüpbach¹, Martin Spiess², Jacques Studer², Mathias Tobler¹¹, Sandra Tschannen¹¹, Thilo Tschersich², Mario Waldburger¹, Matthias Wolf¹ et Karin Zobrist¹

Relevé des surfaces de compensation écologique, de la végétation, de l'utilisation des sols, des sols: Beatrix Amman¹, Claudio Amoroso¹, Daniel Berner¹, Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Francesca Chedda¹, Hans Conradin¹, Suzanne Dreier¹, Lisa Eggenschwiler¹, Beat Fischer¹, Saskia Godat¹, Andreas Grünig¹, Juliet Harding¹, Sebastian Hoehstetter¹, Gabriela Hofer¹, Ellen Hütter Carabias¹, Katja Jacot¹, Bernard Jeangros³, Dorothea Kampmann¹, Iris Klaus¹, Daniel Knecht¹, Lukas Kohli², Gregor Koslovski¹¹, Ladislav Koutny¹, Andrea Lips¹, Marion Matter¹, Christoph Meier¹, Jakob Nievergelt¹, Barbara Oberholzer¹, Hansrudolf Oberholzer¹, Sarah Pearson⁷, Yvonne Reiser¹, Gregor Röösl², Christoph Rösl¹, Harald Schott¹, Daniel Schrag¹, Sybille Studer¹, Christa Ulrich¹, Gaby Volkart¹¹, Mario Waldburger¹, Christine Weber¹, Frank Wiederkehr¹ et Matthias Wolf¹ // Office d'agriculture des cantons d'Argovie, de Bâle-Campagne, Berne, Fribourg, Genève, Lucerne, Saint Gall, Soleure, Thurgovie, Vaud et Zurich // Préposé à la culture des champs des communes d'Aesch, Affoltern am Albis, Alterswil, Altstätten, Arisdorf, Aristau, Baldingen, Bauma, Besenbüren, Bettwiesen, Billens-Hennens, Bougy-Villars, Bretigny s/Morrans, Buttisholz, Chavannes-des-Bois, Coinsins, Combremont-le-Grand, Courlevon, Dierikon, Döttingen, Düringen, Eichberg, Ennetbaden, Ettingen, Gollion, Heinrichswil-Winistorf, Herlisberg, Hildisrieden, Hüntwangen, Iffwil, Kestenhölz, Kirchberg, Kirchwindach, Maisprach, Method, Meinier, Münsingen, Müntschemier, Niederwiltach, Nuvilly, Oberriet, Oberrohrdorf, Oensingen, Pierrafortscha, Pfäffikon, Pratteln, Rafz, Regensberg, Reinach, Roggwil (TG), Rümliigen, Ruswil, Schlossrued, Schönenberg (ZH), Schmitten (FR), Selzach, Senarclens, Steinhausen, Tafers, Tegerfelden, Therwil, Treiten, Trüllikon, Ursins, Utzenstorf, Villariuz, Wagenhausen, Weinfelden, Wil (ZH), Winkel, Wynigen et Zuzwil // Forestiers des communes d'Eglisau et Rafz

SIG: Stéphanie Aviron¹, Matthias Gfeller¹, Le Yen Ha¹, Gabriele Hilke Peter², Regina Jöhl¹, Christian Marfurt², Bruno Meyer², Lis Räber², Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Jonas Winizki¹ et Karin Zobrist¹

Arthropodes: Jörg Affolter¹, Stéphanie Aviron¹, Daniel Berner¹, Florian Bosshart¹, Stephan Bosshart¹, Stève Breitenmoser⁷, Serge Buholzer¹, Jacques Derron³, Judith Dudler¹, Thomas Gerdil³, Ambros Hänggi⁹, Xaver Heer¹¹, Monique Hunziker¹, Philippe Jeanneret¹, Regina Jöhl¹, Micha Judex¹, Iris Klaus¹, Benjamin Leroy-Beaulieu¹, Henryk Luka⁶, Werner Marggi¹⁰, Sarah Pearson⁷, Béatrice Peter¹, Lukas Pfiffner⁶, Stefano Pozzi⁷, Christoph Rösl¹, Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Sandrine Seidel⁷, Martin Spiess², Jaklina Steiger¹, Nazareth Suárez¹, Mario Waldburger¹, Thomas Walter¹, Emmanuel Wermeille¹, Luzia Widmer¹, Matthias Wolf¹, Reto Zbinden¹ et Karin Zobrist¹

Oiseaux nicheurs: Raffael Aye², Albert Bassin², Simon Birrer², Ursula Bornhauser-Sieber², Stève Breitenmoser⁷, Marcel Burkhardt², Andrea Capol², Monika Frey², Thomas Gerdil⁷, Jörg Günther², Daniela Heynen², Petra Horch², Laurent Juillerat², Simon Keller², Wolfgang Linhart², Roland Lüthi², Fredy Madörin², Lukas Merkelbach², Gottfried Oesterheld², Stefano Pozzi⁷, Peter Richterich², Hans Schmid², Manuel Schweizer², Sandrine Seidel⁷, Martin Spiess², Thomas Stalling², Manfred Steffen², Marco Thoma², Thomas Tschopp², Bernard Volet², Martin Weggler² et Niklaus Zbinden²

Lièvres: René Altermatt¹¹, Willy Arber¹¹, Heinz Bachmann², Erwin Bandel¹¹, Daniela Heynen², René Hürzeler¹¹, Markus Jenny², Roman Kistler¹¹, Lukas Kohli², Augustin Krämer¹¹, Hans Peter Odermatt¹¹, Markus Plattner¹¹, Ursula Sieber², Daniel Trachsel¹¹, Peter Voser¹¹ et Mario Zanol¹¹

Institutions

² Station ornithologique suisse, Sempach

⁴ Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage

⁶ Institut de recherche de l'agriculture biologique, Frick

⁸ Office fédéral de l'agriculture OFAG

¹⁰ Université de Berne

¹ Agroscope FAL Reckenholz

³ Agroscope RAC Changins

⁵ Wageningen University

⁷ Service romand de vulgarisation agricole SRVA

⁹ Université de Bâle

¹¹ Personnes privées et autres institutions

Impressum

ISSN 1421-4393 Schriftenreihe der FAL

ISBN 3-905608-79-0

Editeur Agroscope FAL Reckenholz
Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture
Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zurich
Tél. +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01
info@fal.admin.ch, www.reckenholz.ch

Rédaction Gregor Klaus, CH-4467 Rothenfluh
Denise Tschamper, Iris Klaus et Claudia Frick, Agroscope FAL Reckenholz

Maquette Ursus Kaufmann, Agroscope FAL Reckenholz; Iris Turke, CH-9506 Lommis

Prix CHF 40.00 / € 30.00; TVA incl.

Copyright Agroscope FAL Reckenholz 2005

Cette étude est aussi publiée en allemand

Table des matières

Avant-propos	5
Résumé	6
Réalisation des objectifs	6
Divers types de surfaces écologiques, recommandations	7
Résumé et perspectives	10
Zusammenfassung	11
Zielerreichung	11
Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen	12
Fazit und Ausblick	14
Summary	16
Goal attainment	16
Individual types of ECA, recommendations	17
Conclusions and outlook	19
1 Introduction	21
Objectifs pour la biodiversité	21
Mesures	22
Mandat et structure du projet d'évaluation	23
Fiabilité et limites de l'évaluation	24
Indicateurs de biodiversité et bases écologiques de l'évaluation	26
Structure du rapport	26
Partie I: Biodiversité et surfaces de compensation écologique	29
2 Diversité des espèces dans l'agriculture: perte et valeur	30
Importance de l'agriculture pour la flore et la faune	31
Fonctions et performances de la biodiversité	33
Conclusion	34
3 Surfaces de compensation écologique: évolution dans le temps et distribution dans l'espace	36
Evolution des SCE depuis leur introduction	36
Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques et zones de production	40
Âge des SCE	43
Localisation spatiale des SCE	44
Conclusions	46
Partie II: Programme d'évaluation du Plateau suisse	49
4 Les zones test étudiées lors du «monitoring sur le Plateau»	50
Choix des zones test étudiées	51
Cartographie des surfaces de compensation écologique	51
Evaluation de la qualité des SCE	53
Oiseaux nicheurs	54

Utilisation du sol et éléments du paysage proches d'un état naturel	54
Caractérisation des régions étudiées	54
5 La végétation des surfaces de compensation écologique du Plateau	57
5.1 Les prairies en compensation écologique	57
Matériel et méthodes	58
<i>Prairies extensives</i> (type 1a) et <i>peu intensives</i> (type 4)	59
<i>Prairies extensives</i> sur terres assolées gelées (type 1b)	63
Surfaces à litière (type 5)	64
Résumé et conclusions	65
5.2 Haies (types 10)	67
Matériel et méthodes	68
Diversité et structure des espèces ligneuses	68
Environnement et situation	70
Potentiel pour une qualité selon l'OQE	71
Comparaison entre les haies annoncées et celles non annoncées	71
Conclusions et recommandations	71
5.3 Arbres fruitiers haute tige (type 8)	73
Matériel et méthodes	74
Quantité, structure et entretien des arbres	75
Milieu et position	76
Strate herbacée	77
Potentiel pour une qualité selon l'OQE	77
Conclusions et recommandations	78
5.4 Jachères florales et tournantes (types 7a et 7b)	80
Historique des jachères florales et tournantes	81
Succession dynamique	81
Envahissement des jachères florales et tournantes par les adventices	82
Les jachères contribuent-elles à la conservation de plantes rares?	82
Expériences avec les jachères dans la pratique	83
Résumé et perspectives	83
6 Arthropodes dans les surfaces de compensation écologiques du Plateau	85
6.1 Description des zones d'études de cas et des méthodes d'analyses	85
Les zones d'études de cas	86
Plan d'échantillonnage	88
Méthodes d'observation	88
Données sur le contexte	90
Méthode d'analyse	93
6.2 Araignées	95
Richesse en espèces et abondance	95
Composition en espèces et assemblages	98
Valorisation et conclusion	102
6.3 Carabes	105
Richesse en espèces et en individus	105
Nombre moyen d'espèces et d'individus	106

Influence des biotopes et des facteurs environnementaux sur la composition des assemblages d'espèces	109
Synthèse et conclusions	113
6.4 Papillons diurnes	115
Nombre d'espèces et d'individus dans les SCE et les cultures	115
Assemblages d'espèces de papillons	119
Synthèse	121
L'intérêt des Jachères florales pour les papillons de jour	123
Conclusions	124
6.5 Sauterelles et criquets (Orthoptères)	125
Les sauterelles dans les trois zones d'études de cas	125
Surfaces pauvres en espèces	126
Prairies SCE: la plupart du temps insuffisantes et pas meilleures que les autres prairies permanentes	128
Jachères florales – prairies artificielles – grandes cultures	129
Mise en réseau des surfaces herbagères permanentes et des SCE	129
Les sauterelles ont-elles profité des SCE en Suisse?	130
6.6 «Rapid biodiversity assessment» (RBA): Une méthode avantageuse et économique pour l'appréciation de la diversité locale des arthropodes mobiles	132
Matériel et méthodes	133
Résultats et discussion	136
Conclusions	137
7 Evaluation de l'efficacité des surfaces de compensation écologique pour les oiseaux nicheurs	139
Matériel et méthodes	140
Développement de l'effectif des oiseaux typiques des zones agricoles en Suisse	142
Effectifs des oiseaux typiques des zones agricoles sur le Plateau	142
Influence du type et de la qualité des surfaces de compensation écologique sur la présence des oiseaux typiques des zones agricoles	143
Régions fortement améliorées	145
Discussion et conclusions	146
Partie III: Autres projets, Zones de montagne	149
8 Retour du lièvre commun grâce à la compensation écologique?	150
Matériel et méthodes	151
Développement démographique dans les régions de basse altitude de Suisse	153
Conclusions et recommandations	157
9 La qualité des surfaces de compensation écologique dans les «Alpes septentrionales» et les «Alpes centrales orientales»	161
Matériel et méthodes	162
Nombres d'espèces	162
Espèces de plantes de la <i>Liste rouge</i>	163
Qualité selon l'OQE	164

Types de prairies	165
Conclusions et recommandations	167
10 Diversité biologique des prairies en compensation écologique – comparaison par paires	169
Matériel et méthodes	170
Influence de l'exploitation extensive sur la biodiversité	170
Effets de bordure dans les prairies	171
Influence régionale sur le nombre d'espèces	172
Conclusions	172
11 L'approche SCE suisse dans le contexte européen	174
Origines	174
Programmes agro-environnementaux dans l'UE	174
Comparaison des impacts écologiques des programmes agro- environnementaux suisses et européens	175
Conclusions	177
12 Importance des surfaces de compensation écologique pour l'esthétique du paysage	178
Matériel et méthodes	179
Effet des SCE sur la perception du paysage sur la base d'une enquête auprès d'experts	181
Evaluation du paysage selon Hoisl <i>et al.</i> (1989)	182
Résumé des résultats et recommandations	182
13 Influence des surfaces de compensation écologiques sur la biodiversité et le paysage	185
Réalisation des objectifs concernant les surfaces (quantité)	185
SCE de bonne qualité en plaine	186
Maintien et développement de la diversité des espèces	187
Aucune autre perte d'espèces (Liste rouge), rétablissement d'espèces menacées	188
Contribution des différents types de surfaces écologiques	189
Différences régionales	193
Autres facteurs d'influence	193
Leçons tirées d'autres projets	194
Résumé de l'évaluation, perspectives et recommandations	195
Besoins d'évaluer	197
Besoin en recherche	198
Abréviations	202
Publications	203

Avant-propos

Pour la plupart d'entre nous, la diversité des espèces animales et végétales est un aspect important de la qualité de vie. L'agriculture a joué un rôle décisif dans l'évolution et la création des paysages que nous connaissons aujourd'hui et qui abritent de nombreuses espèces animales et végétales indigènes. Toutefois, suite à l'intensification de la production au cours des dernières décennies, de nombreux habitats ont disparu. Avec ces changements, de nombreuses espèces animales et végétales se sont éteintes, ou ont fortement décliné. Cette situation a conduit à une prise de conscience quant à la nécessité de conserver les habitats en quantité et qualité suffisantes pour préserver les espèces. C'est pourquoi l'agriculture, dans le cadre des prestations écologiques requises (PER), consacre une part de sa surface agricole utile aux surfaces de compensation écologique. Ces surfaces sont des prairies extensives, des jachères florales, des surfaces rudérales, ou encore des arbres fruitiers haute-tige. Aujourd'hui, environ 10 % de la surface agricole utile sont consacrés aux surfaces de compensation écologique.

Les PER comprennent également d'autres prestations écologiques qui sont suivies aujourd'hui par la presque totalité des agricultrices et agriculteurs. La réalisation des PER est la condition sine qua non pour la perception des paiements directs. Chaque année, l'Etat verse ainsi 2,5 milliards de francs de paiements directs à l'agriculture en échange de ces prestations.

La compensation écologique a pour but de favoriser la biodiversité, d'enrayer la disparition des espèces dans l'espace rural, voire de rétablir les espèces menacées. Agroscope FAL Reckenholz, en partenariat avec d'autres instituts, a évalué si ces objectifs étaient atteints. Le présent cahier réunit les résultats de nos recherches. Un autre cahier publié simultanément est consacré à l'effet des mesures écologiques sur la charge de l'eau et de l'air en azote et en phosphore.

Le présent rapport indique quels sont les domaines où la compensation écologique a permis d'atteindre les objectifs fixés et quels sont ceux où des efforts restent encore à faire. En effet, le rétablissement des espèces est un objectif qui ne peut être réalisé qu'à long terme. L'agriculture exploite et entretient le paysage rural suisse depuis des siècles. Elle est donc à même de contribuer à un paysage rural diversifié pour offrir un espace vital aux espèces qui dépendent de l'agriculture. Ainsi, les générations futures pourront elles aussi goûter aux joies d'une flore et d'une faune diversifiées.

Octobre 2005

Agroscope FAL Reckenholz
Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture



Paul Steffen, Directeur

Résumé

Evaluation des mesures écologiques – domaine biodiversité

En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques. Depuis 1999, la réalisation de prestations écologiques requises (PER) par les exploitations agricoles est une condition afin d'obtenir des paiements directs. Aujourd'hui (2005), 97 % des surfaces agricoles utiles (SAU) sont cultivées selon les règles PER.

La mesure la plus importante des PER pour le maintien et la promotion de la biodiversité est de consacrer au moins 7 % des SAU d'une exploitation aux surfaces de compensation écologique (3,5 % pour les cultures spéciales). D'autres exigences des PER (bilan de fumure équilibré, assolement régulier des cultures, protection du sol, utilisation de produits phytosanitaires ciblée, garde des animaux respectueuse de l'espèce) peuvent aussi avoir une influence, mais leur importance est secondaire.

Réalisation des objectifs

Les PER poursuivent des objectifs environnementaux qui doivent être atteints (Tab. 1), avec comme référence les années 1990-92 (avant l'introduction des paiements directs écologiques). En ce qui concerne la proportion en surface de compensation écologique (SCE), il existe par exemple des objectifs de surface et de qualité globaux pour toute la Suisse ainsi que des objectifs régionaux. Ces surfaces doivent promouvoir la biodiversité et éviter la disparition d'espèces inscrites sur la *Liste rouge*.

Tableau 1. Objectifs écologiques en matière de biodiversité, degré de réalisation des objectifs

Objectifs	Réalisation des objectifs jusqu'en	Référence	L'objectif fut-il atteint?
10 % de la surface agricole utile suisse sont consacrés aux surfaces de compensation écologique, donc 108'000 ha ¹⁾	2005	Feuille fédérale (2002)	Déjà atteint en 2000 (2003: 116'000 ha).
65'000 ha de surface de compensation écologique en région de plaine ¹⁾	2005	Feuille fédérale (2002)	Probablement manqué (2003: 57'000 ha).
Dans un proche avenir, 65'000 ha de surface agricole utile situés en plaine seront exploités à titre de surfaces de compensation écologique de qualité.		OFEFP (1998)	Objectif jusqu'ici non atteint, estimation pour 2003: 20'000 ha
Elles contribuent ainsi à la conservation de la diversité des espèces indigènes.		OFEFP (1998)	Présence générale de plus d'espèces plus exigeantes sur les surfaces de compensation écologique que sur les surfaces cultivées intensivement. Par contre, la qualité des surfaces reste souvent déficiente.
Promotion de la biodiversité naturelle.	2005	OFAG (1999)	
Aucune autre perte d'espèces (<i>Liste rouge</i>), rétablissement des espèces menacées	2005	OFAG (1999)	Peu d'espèces menacées sur les surfaces de compensation écologique

¹⁾ Les arbres fruitiers haute tige ne sont pas pris en compte

OFAG, 1999: Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4395–4628.

OFEFP, 1998. Conception «paysage Suisse». Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage / Office fédéral du développement territorial, Série L'environnement pratique. (Art. 13 LAT).

La réalisation des objectifs a été contrôlée par des projets d'évaluation. Ceux-ci furent lancés au milieu des années 1990 et étaient formés d'un projet de Monitoring sur le Plateau (études sur la végétation, les oiseaux nicheurs et le lièvre) ainsi que de plusieurs études spécifiques (dans lesquelles la présence de carabes, d'araignées, de papillons diurnes, de sauterelles et d'abeilles sauvages a été examinée). Des évaluations d'ampleur plus réduite ont aussi pu être obtenues dans les régions de montagne. En tout, ce sont plus de 3'000 SCE qui ont été cartographiées et évaluées.

Il y avait, en 2003, 116'000 ha de SCE, appartenant à 16 types (de surface) de SCE différents; en outre, 2,6 millions d'arbres étaient annoncés dans la compensation écologique. L'objectif visant à obtenir 108'000 ha de SCE en Suisse (10 % de la SAU) a déjà été atteint en 2000 (Tab. 1).

Par contre, il semble que l'objectif d'obtenir 65'000 ha de SCE en plaine ne sera probablement pas atteint jusqu'en 2005. En 2003, il y en avait seulement 57'000 ha. Nous estimons que 20'000 ha de ceux-ci présentent une qualité conforme à celle exigée dans l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE) (Tab. 1). Ceci ne représente qu'un tiers des 65'000 ha de SCE de qualité visés pour les régions de plaine.

Les objectifs concernant le maintien et la promotion de la biodiversité indigène sont peu concrets et par conséquent difficiles à vérifier. Etant donné que nous ne disposons pas de données datant de la période d'avant l'introduction des mesures écologiques, seul des comparaisons entre les SCE et des surfaces de référence ont pu être effectuées ou bien les SCE ont dû être évaluées selon des critères de qualité prédéfinis (p. ex. OQE). Voici les résultats majeurs de cette évaluation:

- Comparaison entre SCE et surfaces de référence: présence générale de plus d'espèces et de plus d'espèces exigeantes sur les SCE que sur les surfaces de référence exploitées intensivement. Ceci fut valable pour tous les types de SCE et pour tous les groupes d'organismes examinés.
- Comparaison selon les critères de qualité de l'OQE: Les différents types de SCE correspondent aux critères de qualité en divers points (voir en bas). La qualité, en particulier des prairies, est souvent insuffisante.

L'objectif de stopper la réduction des espèces menacées et de faciliter leur rétablissement grâce à la compensation écologique n'a pas été atteint. Nous n'avons trouvé dans les SCE que peu d'espèces animales et végétales de la *Liste rouge*, la seule exception étant les surfaces à litière. Les avantages de la compensation écologique sont que la biodiversité est généralement favorisée dans le paysage agricole et qu'elle évite à certaines espèces potentiellement menacées de devenir si rares qu'elles reçoivent le statut d'une espèce de la *Liste rouge*.

Divers types de surfaces écologiques, recommandations

Même si les SCE ne font au maximum que 20 % des SAU des régions analysées, elles contribuent de 50 à 80 % à la diversité totale des espèces des plantes et des arthropodes étudiées. Dans chaque type de SCE apparaissent de nouvelles espèces. La diversité des divers milieux vitaux est nécessaire afin de préserver la diversité des espèces du paysage agricole. Nous recommandons donc de garder les types de SCE existants, le cas échéant d'y ajouter de nouveaux types et de favoriser les types qui n'ont jusqu'à maintenant été annoncés que rarement (p.ex. haies, jachères, types 11 à 14 tels que fossés humides et surfaces rudérales).

Prairies extensives et prairies peu intensives (types 1 et 4)

Ces deux types de SCE forment une surface de 84'000 ha (72 % de toutes les SCE, respectivement 8 % de la SAU en Suisse). Les *prairies extensives* (Type 1) sont plus fréquentes (49'000 ha) que les *prairies peu intensives* (35'000 ha). Selon les régions, la composition de

la végétation des 30'000 ha des *prairies extensives* du Plateau correspond de 10 à 70 % à celle des prairies grasses traditionnelles (prairies à fromental). En moyenne, 29 % (14 à 63 %) remplissent les critères de qualité de l'OQE. Des plantes menacées de la *Liste rouge* ont été trouvées sur en moyenne 7 % (5 à 11 %) des *prairies extensives* et des plantes potentiellement menacées sur 18 % (9 à 42 %).

La composition des 12'000 ha de *prairies peu intensives* (type 4) du Plateau correspond selon la région de 0 à 15 % aux prairies grasses (à fromental) traditionnelles. En moyenne, 11 % (3 à 38 %) remplissent les critères de l'OQE. Des plantes menacées de la *Liste rouge* ont été trouvées sur en moyenne 3 % (0 à 14 %) des *prairies peu intensives* et des plantes potentiellement menacées sur 17 % (9 à 26 %).

Un cinquième de ces deux types de prairies du Plateau remplit les critères de l'OQE. Aussi la quantité d'espèces trouvées dans les études spécifiques sur les papillons diurnes, les araignées, les carabes, les abeilles et les sauterelles était en dessous du niveau de celui que l'on trouve dans une prairie à fromental de bonne qualité. Les espèces d'arthropodes typiques des prairies grasses traditionnelles et d'importance pour la protection de la biodiversité ne trouvent pas de milieu vital sur la plupart des SCE, entre autres parce que la densité des plantes y est trop importante. Les oiseaux nichant sur le sol ne profitent que peu des prairies SCE parce que ces dernières se trouvent souvent à proximité de lisières de forêts ou de haies.

Même si la majorité des prairies SCE du Plateau ne correspond pas aux critères de qualité fixés, elles se différencient des prairies cultivées intensivement. Ainsi il y a eu plus d'espèces et plus d'espèces exigeantes (plantes, arthropodes) sur les surfaces SCE. De plus, les différences entre les associations d'espèces présentes sur ces surfaces et celles des prairies de référence étaient statistiquement significatives. Les oiseaux vivant dans les haies et ceux vivant dans les vergers profitent des *prairies extensives* situées proches de leur habitat. Dans leur recherche de nourriture, le faucon crécerelle et le hibou moyen duc ont préféré les *prairies extensives* aux prairies artificielles. Dans les régions de grandes cultures, les *prairies extensives* ont eu une influence bénéfique sur le lièvre (mais pas dans les régions de cultures fourragères).

Des relevés botaniques dans les régions montagneuses (Nord des Alpes septentrionales, Alpes centrales orientales) ont montré qu'une grande partie des prairies SCE (*extensives* et *peu intensives*) comme celles utilisées intensivement correspondent à une prairie grasse de montagne traditionnelle (66 % des prairies SCE et 86 % des prairies intensives). Mais des indicateurs de prairies humides et de prairies maigres ne furent trouvés que dans les prairies SCE (25 % des prairies SCE correspondaient à ces types de végétation). Les prairies SCE étaient plus riches en espèces que les prairies intensives (36 espèces par 25 m² contre 21). La proportion des prairies SCE qui correspondait aux critères de l'OQE était bien plus importante que sur le Plateau (82 % des prairies SCE et 14 % des prairies intensives) et une plus grande partie des surfaces abritait des espèces menacées (18 %, respectivement 4 %). En outre, dans les régions de montagne, la compensation écologique contribue à la continuité de l'utilisation extensive de prairies qui seraient autrement menacées d'abandon.

Il est temps d'agir afin de promouvoir la qualité d'une grande partie des prairies SCE du Plateau. La transition commencée avec l'OQE allant vers des paiements orientés sur le résultat devrait être renforcée. La question du si et du comment formuler les exigences SCE minimales de qualité doit être étudiée. Afin que la végétation puisse réagir de manière souhaitée à l'extensification, les prairies devraient être cultivées à long terme en SCE. Des mesures ciblées doivent être rendues possibles pour les prairies dont la composition des espèces présente un potentiel de retour à des végétations de type extensif.

Surfaces à litière (type 5)

En tout, 7'000 ha de surfaces à litière sont annoncés comme SCE, dont 2'500 ha dans le Plateau oriental. La composition florale correspond en grande partie à la végétation recher-

chée; 82 % remplissent les exigences de l'OQE. Des espèces menacées se trouvent sur 55 % des surfaces. Les habitats de deux oiseaux nicheurs fréquents étaient associés à des surfaces à litière SCE. Trois quarts des surfaces à litière SCE étaient en même temps liés par un contrat selon la Loi sur la protection de la nature et du patrimoine.

La plupart des surfaces à litière sont de haute qualité. Ce type de SCE doit être soutenu à l'avenir.

Jachères florales (type 7a)

Pour la faune, les 2'400 ha totaux de jachères florales sont surtout importants dans les régions de grandes cultures. La diversité des espèces ainsi que, partiellement, la fréquence de carabes, araignées et papillons diurnes étaient plus importantes dans les jachères florales que dans les cultures avoisinantes. Les espèces les plus exigeantes de carabes et de papillons diurnes en profitent et même des espèces de papillons menacées. Les jachères florales étaient, dans la majorité des sites observés, trop rares pour qu'un effet mesurable ne puisse être constaté chez les oiseaux nicheurs. Par contre, des exemples de régions étudiées avec une grande densité de jachères florales montrent qu'il est possible de promouvoir avec succès les populations d'espèces d'oiseaux menacés et du lièvre grâce à la compensation écologique.

Les jachères florales sont en général un instrument efficace afin de préserver et de rétablir la biodiversité dans les zones de grandes cultures. Une part plus importante de jachères florales dans ces régions pourrait intensifier l'effet positif sur la biodiversité.

Arbres fruitiers haute-tige (type 8)

Depuis la moitié du dernier siècle, 80 % des arbres fruitiers haute-tige ont été abattus. Presque tous les arbres encore restants aujourd'hui sont annoncés en compensation écologique (2,6 millions). Etant donné que les prairies sous les arbres sont souvent exploités de façon intensive, seulement 12 % des vergers du Plateau correspondent aux critères de l'OQE. Mais depuis l'entrée en vigueur de l'OQE, beaucoup plus de prairies SCE sont annoncées d'une façon plus ciblée à proximité de vergers. Ceci améliore la qualité écologique des vergers, le rouge queue se rencontre par exemple plus fréquemment dans les vergers voisins de SCE. Dans la couronne des arbres, nous avons trouvé des araignées importantes pour la protection de la nature. Lors d'une évaluation globale des vergers, il est important de prendre en considération leur effet positif sur le paysage, ce qui – ensemble avec les haies – les différencie des autres types de SCE.

Les résultats des évaluations des vergers à haute-tige sont assez ambivalents. Leur qualité écologique semble s'améliorer suite à l'OQE. Leur image positive en temps qu'enrichissement du paysage est centrale pour le soutien populaire de la compensation écologique. Nous recommandons donc de ne pas changer les incitations pour les vergers à haute-tige.

Haies (type 10)

Il y a en Suisse 36'000 ha de haies et de bosquets champêtres, dont moins de 10 % sont annoncés comme SCE. La végétation et la structure de 44 % des haies SCE du Plateau correspondent aux exigences de l'OQE, alors que celles des haies non annoncées y correspondent à 30 %. Dans les haies SCE, il y avait plus d'oiseaux typiques des haies que dans les haies non annoncées. La présence d'autres SCE dans le voisinage, particulièrement de *prairies extensives* (type 1) a de plus favorisé l'installation d'oiseaux nicheurs dans les haies. Une communauté typique d'arthropodes habite les haies ce qui fait d'elles l'habitat le plus riche en biodiversité de tous les habitats étudiés.

Les haies apportent une importante contribution à la biodiversité dans les paysages agricoles. Nous recommandons de stimuler les intérêts afin que plus de haies soient annoncées en SCE et qu'elles soient systématiquement accompagnées d'une bande herbacée.

Résumé et perspectives

Les résultats présentés dans ce rapport permettent une appréciation de l'effet des SCE sur la biodiversité sur le Plateau et rudimentairement dans une partie de la zone de montagne. Par contre, aucune affirmation ne peut être prononcée pour le Tessin, le Valais et le Jura.

L'appréciation générale est modérément positive. La compensation écologique représente un bénéfice mesurable pour la biodiversité. Les mesures prises vont dans la bonne direction. Par contre les efforts doivent être intensifiés afin d'atteindre les objectifs (Tab. 1) et particulièrement afin de promouvoir les espèces menacées. L'agriculture ne peut pas accomplir ceci seule, des efforts communs de l'agriculture, de la foresterie, de la protection de la nature ainsi que de l'aménagement du territoire sont nécessaires. Le maintien, voir la création de surfaces naturelles protégées doivent être prise en considération, particulièrement en zones agricoles intensives. L'effet de ces deux mesures peut être augmenté en reliant ces surfaces avec des SCE. Des solutions durables doivent être trouvées afin que, d'un côté, l'état général de l'environnement s'améliore à long terme et que, d'autre part, elles soient acceptables socialement et économiquement.

Zusammenfassung

Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität

Der Bund hat 1993 ökologische Direktzahlungen eingeführt. Seit 1999 ist die Erbringung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe die Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen. Heute (2005) werden 97 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) nach den Regeln des ÖLN bewirtschaftet.

Die wichtigste Massnahme des ÖLN für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität ist die Ausweisung von mindestens 7 % der LN eines Betriebes als ökologische Ausgleichsfläche (bei Spezialkulturen 3,5 %). Weitere Anforderungen des ÖLN (ausgeglichene Nährstoffbilanz, geregelte Fruchtfolge, Bodenschutz, gezielter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, tiergerechte Haltung der Nutztiere) können ebenfalls einen Einfluss auf die Biodiversität haben; ihre Bedeutung ist aber zweitrangig.

Zielerreichung

Mit dem ÖLN werden Umweltziele verfolgt, die im Vergleich zu 1990–92 (vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen) erreicht werden sollen (Tab. 1). So wurden gesamtschweizerische und regionale Flächen- und Qualitätsziele für den Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) definiert. Mit diesen Flächen soll die Artenvielfalt gefördert und der Verlust an Arten der *Roten Liste* verhindert werden.

Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Diese wurden Mitte der 1990er Jahre lanciert und bestanden aus einem Monitoringprojekt im Mittelland, indem die Vegetation, die Brutvögel und Feldhasen erfasst wurden. In mehreren Fallstudien wurde zusätzlich das Vorkommen von Laufkäfern, Spinnen, Tagfaltern, Heuschrecken und Wildbienen untersucht. Zusätzlich konnten in beschränktem Umfang Erhebungen im Berggebiet gemacht werden. Insgesamt wurden über 3'000 öAF kartiert und bewertet.

Im Jahr 2003 gab es 116'000 ha öAF, die zu 16 verschiedenen (flächigen) öAF-Typen gehörten; hinzu kamen 2,6 Millionen Bäume, die im ökologischen Ausgleich angemeldet waren. Das Ziel von 108'000 ha öAF in der Schweiz (10 % der LN) wurde bereits im Jahr 2000 erreicht (Tab. 1).

Das Ziel, 65'000 ha öAF im Talgebiet zu schaffen, wird aber bis 2005 voraussichtlich nicht erreicht werden. Im Jahr 2003 waren es erst 57'000 ha. Wir schätzen, dass davon 20'000 ha eine Qualität aufweisen, wie sie von der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) verlangt wird (Tab. 1). Das entspricht knapp einem Drittel der angestrebten 65'000 ha qualitativ wertvoller öAF im Talgebiet.

Die Ziele zur Erhaltung und Förderung der einheimischen Artenvielfalt sind wenig konkret und somit schwer zu überprüfen. Da keine Aufnahmen aus dem Referenzzeitraum vor der Einführung der Ökomassnahmen vorlagen, konnten lediglich relative Vergleiche zwischen öAF und Kontrollflächen angestellt werden oder die öAF mussten an Qualitätsmassstäben (wie der ÖQV) gemessen werden. Hier die wichtigsten Resultate der Evaluation:

- Vergleich zwischen öAF und Kontrollflächen: Auf öAF kamen in der Regel mehr und anspruchsvollere Arten vor als auf intensiv bewirtschafteten Kontrollflächen. Dies traf auf alle Typen von öAF und auf alle untersuchten Organismengruppen zu.
- Vergleich mit Qualitätsmassstäben der ÖQV: Die verschiedenen Typen von öAF entsprechen den Qualitätsmassstäben zu unterschiedlichen Anteilen. Die Qualität insbesondere der Wiesen ist oft unzureichend.

Das Ziel, mit dem ökologischen Ausgleich den Rückgang der gefährdeten Arten zu stoppen und ihre Wiederausbreitung zu ermöglichen, wird nicht erreicht. Wir fanden in den öAF

Tabelle 1. Umweltziele im Bereich Biodiversität und Zielerreichungsgrad

Ziel	Ziel- erreichung	Referenz	Wurde das Ziel erreicht?
10 % der gesamtschweizerischen landwirtschaftlichen Nutzfläche sind ökologische Ausgleichsflächen, d.h. 108'000 ha ¹⁾ .	2005	Bundesblatt (2002)	Bereits 2000 erreicht (2003: 116'000 ha).
65'000 ha ökologische Ausgleichsflächen im Talgebiet ¹⁾ .	2005	Bundesblatt (2002)	Voraussichtlich verfehlt (2003: 57'000 ha).
Im Talgebiet sollen in absehbarer Zeit 65'000 ha landwirtschaftliche Nutzflächen als qualitativ wertvolle ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet werden.		BUWAL (1998)	Ziel bisher nicht erreicht; Schätzung für 2003: 20'000 ha.
Damit wird die Erhaltung der heimischen Artenvielfalt gefördert.		BUWAL (1998)	Generell mehr und anspruchsvollere Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen als auf intensiv bewirtschafteten Flächen, Qualität der Flächen jedoch oft ungenügend.
Förderung der natürlichen Artenvielfalt.	2005	BLW (1999)	
Keine weiteren Artenverluste (<i>Rote Liste</i>), Wiederausbreitung bedrohter Arten.	2005	BLW (1999)	Nur wenig bedrohte Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen.

¹⁾ Hochstamm-Feldobstbäume sind darin nicht enthalten

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.

BUWAL, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).

nur wenige Pflanzen- und Tierarten der *Roten Listen*; einzige Ausnahme waren die Streuflächen. Die Stärken des ökologischen Ausgleichs liegen darin, dass die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft generell gefördert wird und potentiell gefährdete Arten davor bewahrt werden, so selten zu werden, dass sie den Status einer Art der *Roten Liste* bekommen.

Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen

Obwohl die öAF maximal 20 % der LN in den Fallstudiengebieten ausmachen, tragen sie 50 bis 80 % zur gesamten Diversität der untersuchten Pflanzen- und Arthropodenarten bei. Mit jedem öAF-Typ kommen neue Arten hinzu. Um die Vielfalt der Arten der Agrarlandschaft zu erhalten, braucht es auch die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume. Wir empfehlen deshalb, die bestehenden öAF-Typen beizubehalten, sie gegebenenfalls um zusätzliche Typen zu erweitern und diejenigen Typen, die bis jetzt nur selten angemeldet wurden, zusätzlich zu fördern (Hecken, Brachen, Typen 11 bis 14: z.B. Wassergräben, Ruderalflächen).

Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typen 1 und 4)

Die Gesamtfläche dieser beiden öAF-Typen beträgt 84'000 ha (72 % aller flächigen öAF bzw. 8 % der LN der Schweiz). Die *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) sind etwas häufiger (49'000 ha) als die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (35'000 ha). Von den 30'000 ha *Extensiv genutzten Wiesen* im Mittelland entspricht die Zusammensetzung der Vegetation je nach Region zu 10 bis 70 % den traditionellen Fettwiesen (Fromentalwiesen). Durchschnittlich 29% (14 bis 63 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der *Roten Liste* wurden auf durchschnittlich 7 % (5 bis 11 %) der *Extensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 18 % (9 bis 42 %).

Von den 12'000 ha *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) im Mittelland entspricht die Zusammensetzung je nach Region zu 0 bis 15 % den traditionellen Fett- oder Fromentalwiesen. Durchschnittlich 11% (3 bis 38 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der *Roten Liste* wurden auf 3 % (0 bis 14 %) der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 17 % (19 bis 26 %).

Ein Fünftel der beiden Wiesentypen erfüllen im Mittelland die Kriterien der ÖQV. Auch die in den Fallstudien erhobenen Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren unter dem Niveau, welches auf qualitativ hochwertigen Fromentalwiesen beobachtet wird. Arthropodenarten, welche für traditionelle Fettwiesen typisch und für den Schutz der Biodiversität von Interesse sind, finden auf der Mehrzahl der öAF-Wiesen keinen Lebensraum, unter anderem weil der Pflanzenbestand zu dicht ist. Da öAF zudem oft in der Nähe von Waldrändern und Hecken angelegt werden, profitieren bodenbrütende Vogelarten des offenen Kulturlandes kaum von den öAF-Wiesen.

Auch wenn die Mehrzahl der öAF-Wiesen des Mittellandes den angelegten Qualitätsmassstäben nicht gerecht wird, unterscheiden sie sich von den intensiv bewirtschafteten Wiesen. So gab es auf den öAF-Wiesen mehr und anspruchsvollere Pflanzen- und Arthropodenarten. Die Artengemeinschaften waren zudem statistisch signifikant verschieden von jenen der Vergleichswiesen. Hecken- und Obstgartenvögel profitieren von *Extensiv genutzten Wiesen* in der Umgebung ihrer Habitate. Turmfalken und Waldohreulen bevorzugten bei der Nahrungssuche *Extensiv genutzte Wiesen* gegenüber Kunstwiesen. Die *Extensiv genutzten Wiesen* hatten in Ackerbaugebieten einen positiven Einfluss auf die Feldhasen (allerdings nicht in Futterbaugebieten).

Vegetationsaufnahmen im Berggebiet (Nordalpen, zentrale Ostalpen) ergaben, dass ein grosser Anteil sowohl der öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) als auch der intensiv genutzten Wiesen traditionellen Bergfettwiesen entsprach (66% der öAF-Wiesen und 86 % der intensiv genutzten Wiesen). Nur auf den öAF-Wiesen fanden sich aber zusätzlich Nass- und Magerwiesen (25 % der öAF-Wiesen entsprachen diesen Vegetationstypen). Die öAF-Wiesen waren artenreicher als die Intensivwiesen (36 Arten pro 25 m² im Vergleich zu 21 Arten pro 25 m²). Der Anteil der Wiesen, welche die Kriterien der ÖQV erfüllen, war deutlich höher als im Mittelland (82 % der öAF-Wiesen und 14 % der intensiv genutzten Wiesen), und ein grösserer Anteil der Flächen enthielt gefährdete Arten (18 % bzw. 4 %). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich ausserdem einen Beitrag zur weiteren extensiven Bewirtschaftung von Bergwiesen, welche von der Nutzungsaufgabe bedroht sind.

Es besteht Handlungsbedarf zur Förderung der Qualität eines grossen Teils der öAF-Wiesen des Mittellandes. Der mit der ÖQV eingeleitete Übergang zu ergebnisorientierten Zahlungen soll verstärkt werden. Es sollte geprüft werden, ob und wie Anforderungen an die Mindestqualität der öAF-Wiesen formuliert werden können. Damit sich die Extensivierung auf die Vegetation auswirken kann, sollten die Wiesen langfristig als öAF bewirtschaftet werden. Für Wiesen, deren Artenzusammensetzung auf ein Rückführungspotenzial schliessen lässt, sollten zudem gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen ermöglicht werden.

Streueflächen (Typ 5)

Insgesamt gibt es 7'000 ha als öAF angemeldete Streueflächen. Davon liegen 2'500 ha im östlichen Mittelland. Die Pflanzenbestände entsprechen grösstenteils der Zielvegetation; 82 % erfüllen die Anforderungen der ÖQV. Auf 55 % der Fläche finden sich gefährdete Pflanzenarten. Die Reviere von zwei häufigen Brutvogelarten waren mit den als öAF ausgewiesenen Streueflächen assoziiert. Für drei Viertel der öAF-Streueflächen bestand gleichzeitig ein Vertrag nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz.

Die meisten Streueflächen sind qualitativ hochwertig; dieser öAF-Typ muss weiter unterstützt werden.

Buntbrachen (Typ 7a)

Die insgesamt 2'400 ha Buntbrachen sind vor allem in den Ackerbauregionen für die Fauna von Bedeutung. Die Artenvielfalt und teilweise auch die Häufigkeit von Laufkäfern, Spinnen und Tagfaltern waren in Buntbrachen höher als in den benachbarten Äckern. Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitierten auch die anspruchsvolleren und höher spezialisierten Arten, bei den Tagfaltern sogar gefährdete Arten. In den meisten Untersuchungsgebieten waren die Brachen zu selten, um einen messbaren Effekt auf Brutvögel zu haben. Die Beispiele von stark mit Buntbrachen aufgewerteten Projektregionen zeigen jedoch, dass die Bestände gefährdeter Vogelarten und auch von Feldhasen mit dem ökologischen Ausgleich erfolgreich gefördert werden können.

Insgesamt sind Buntbrachen ein wirksames Instrument zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Ackerbaugesamt. Ein grösserer Anteil an Buntbrachen in Ackerbaugesamten würde die positive Wirkung auf die Artenvielfalt verstärken.

Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)

Seit der Mitte des letzten Jahrhunderts sind 80 % der Hochstamm-Feldobstbäume gefällt und nicht wieder ersetzt worden. Fast alle der jetzt noch vorhandenen Bäume sind im ökologischen Ausgleich angemeldet (2,6 Mio.). Nur 12 % der Obstgärten des Mittellandes erfüllen die Kriterien der ÖQV, da der Unterwuchs meist intensiv genutzt wird. Seit Inkrafttreten der ÖQV werden jedoch öAF-Wiesen vermehrt gezielt in der Nähe von Obstgärten angemeldet. Dies verbessert die ökologische Qualität der Obstgärten. Der Gartenrotschwanz beispielsweise kommt signifikant häufiger in Obstgärten mit benachbarten öAF vor. In den Baumkronen fanden wir naturschützerisch wertvolle Spinnenarten. In einer Gesamtbeurteilung der Obstgärten muss die positive Wirkung auf das Landschaftsbild berücksichtigt werden, welche sie – zusammen mit den Hecken – von den anderen öAF-Typen abhebt.

Die Evaluationsergebnisse bezüglich der Hochstamm-Feldobstbäume sind ambivalent. Aufgrund der ÖQV zeichnet sich eine Verbesserung ihrer ökologischen Qualität ab. Die positive Wahrnehmung als Bereicherung des Landschaftsbildes ist zentral für den Rückhalt des ökologischen Ausgleichs in der breiten Öffentlichkeit. Wir empfehlen deshalb, die Anreize für Hochstamm-Feldobstbäume vorerst nicht zu verändern.

Hecken (Typ 10)

In der Schweiz gibt es 36'000 ha Hecken und Feldgehölze, von denen weniger als 10 % als öAF angemeldet wurden. Die Vegetation und Struktur von 44 % der öAF-Hecken des Mittellandes entsprechen den Anforderungen der ÖQV – bei den nicht als öAF angemeldete Hecken sind es 30 %. Die Reviere von heckenbrütenden Vögeln waren häufiger bei öAF-Hecken als bei nicht angemeldeten Hecken. Das Vorkommen von weiteren öAF in unmittelbarer Nachbarschaft, insbesondere von *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1), förderte zusätzlich die Besiedlung der Hecken durch Brutvögel. Hecken verfügen über eine typische Artengemeinschaft von Arthropoden und weisen dadurch die höchste Artenvielfalt der untersuchten Habitats auf.

Hecken leisten einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität im Agrarraum. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Hecken als öAF bewirtschaftet werden und dass sie möglichst immer einen Krautsaum aufweisen.

Fazit und Ausblick

Die in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse erlauben eine Beurteilung der Wirkung der öAF auf die Biodiversität im Mittelland und ansatzweise in einem Teil des Berggebietes. Für das Tessin, das Wallis und den Jura können keine Aussagen gemacht werden.

Die Gesamtbeurteilung fällt moderat positiv aus. Mit dem ökologischen Ausgleich wurde ein messbarer Nutzen für die Biodiversität erzielt. Die Massnahmen gehen in die richtige

Richtung. Um die Ziele (Tab. 1) zu erreichen und insbesondere auch die gefährdeten Arten zu fördern, müssen die Anstrengungen allerdings verstärkt werden. Die Landwirtschaft alleine kann dies nicht leisten, vielmehr bedarf es gemeinsamer Anstrengungen von Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz und Raumplanung. Besondere Beachtung verdient dabei die Erhaltung und gegebenenfalls die Schaffung von Naturschutzflächen auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Durch die Vernetzung dieser Flächen mit öAF kann die Wirkung beider Massnahmen verstärkt werden. Es ist darauf zu achten, dass nachhaltige Lösungen gefunden werden, mit denen einerseits der Umweltzustand langfristig verbessert wird, die andererseits aber auch sozialverträglich und wirtschaftlich effizient sind.

Summary

Evaluation of Environmental Measures – Biodiversity

The Swiss Federal Government introduced environmental direct payments in 1993. Since 1999 direct payments have been conditional on farms producing Proof of Ecological Performance (PEP). Today 97 % of the utilised agricultural area (UAA) are managed according to PEP rules.

The most important PEP measure for the preservation and promotion of biodiversity is that at least 7 % of a farm's UAA have to be managed as ecological compensation areas (3.5 % for special crops such as vineyards, vegetables). Further PEP requirements (balanced farm nutrient budgets, diversified crop rotation, soil conservation, selective pesticide use, welfare-promoting livestock husbandry) can also be influential, but are of secondary importance.

Goal attainment

The PEP pursues environmental goals to be achieved by comparison with 1990–92 (before the introduction of environmental direct payments) (Tab. 1). For example, there are regional and overall Swiss area and quality goals for the percentage of ecological compensation areas (ECAs). These areas are designed to promote species diversity and prevent the loss of species on the *Red List*.

The attainment of these goals was reviewed by means of evaluation projects. These were launched in the mid 90's and comprised a monitoring project on the Swiss Central Plateau (vegetation, nesting birds and common hares were recorded) as well as several case studies (in which the occurrence of ground beetles, spiders, butterflies, grasshoppers and wild bees was also investigated). In addition a limited number of surveys were carried out in the alpine region. Altogether over 3'000 ECAs were mapped and assessed.

In 2003 there were 116'000 ha ECA belonging to 16 different ECA types; in addition 2.6 million trees were registered in the ecological compensation scheme. The goal of 108'000 ha ECA in Switzerland (10 % of UAA) was achieved already in 2000 (Tab. 1).

However the goal of creating 65'000 ha ECA in the lowland region will probably not be achieved by 2005. There were only 57'000 ha in 2003. We estimate that 20'000 ha of these are of the quality required by the Environmental Quality Ordinance (EQO) (Tab. 1). This is equivalent to just under one third of the 65'000 ha target for high quality ECA in the lowland region.

The goals for the conservation and promotion of native species diversity are not very concrete and hence difficult to assess. As no records were available from the reference period prior to the introduction of the environmental measures, only relative comparisons could be made between ECAs and control areas, or the ECAs had to be checked against quality standards (such as the EQO). Here are the most important results of the evaluation:

- Comparison between ECAs and control areas: as a rule more species and more demanding species occurred on ECAs than on intensively managed control areas. This applied to all types of ECA and all groups of organisms investigated.
- Comparison with EQO quality standards: the different types of ECA conformed to quality standards in differing percentages (see below). Quality, particularly of the meadows, was often inadequate.

The goal of halting the decline of endangered species and enabling them to spread by ecological compensation, has not been achieved. We found only a few red-listed plant and animal species in the ECAs; litter meadows were the sole exception. The strengths of ecological compensation lie in the fact that in general it promotes species diversity in the agri-

Table 1. Environmental goals with respect to biodiversity, degree of goal attainment

Goal	Goal attainment by	Reference	Was the goal attained?
10 % of all Swiss utilised agricultural area is ecological compensation area, i.e. 108'000 ha ¹⁾	2005	Federal Chancellery (2002)	Attained in 2000 (2003: 116'000 ha).
65'000 ha ecological compensation areas in the lowland region ¹⁾	2005	Federal Chancellery (2002)	Probably missed (2003: 57'000 ha).
In the foreseeable future 65'000 ha utilised agricultural area in the lowland region is managed as high quality ecological compensation areas.		BUWAL (1998)	Goal not yet attained; estimate for 2003: 20'000 ha
This promotes the conservation of native species diversity		BUWAL (1998)	Generally more species and more demanding species on ecological compensation areas than on intensively managed land, though quality of ECA often inadequate.
Promotion of natural species diversity	2005	BLW (1999)	
No further species losses (<i>Red List</i>), spread of endangered species	2005	BLW (1999)	Only few endangered species on ecological compensation areas

¹⁾ does not include standard fruit trees

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Concept Report. Berne, Swiss Federal Office for Agriculture.

Federal Chancellery, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Federal Chancellery, BBL V (02.046), 4721–5010.

BUWAL, 1998. Swiss Landscape Concept. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape / Swiss Federal Office for Spatial Development. Konzepte und Sachpläne Series (Art. 13 RPG).

cultural landscape and prevents potentially endangered species from becoming so rare that they attain the status of a red-listed species.

Individual types of ECA, recommendations

Although the ECAs amounted to no more than 20 % of the UAA in the regions investigated, they contributed between 50 and 80 % to the overall diversity of the plant and arthropod species investigated. New species are added with each ECA type. The diversity of various habitats is necessary in order to preserve the diversity of the species in the agricultural landscape. We therefore recommend retaining the existing types of ECA, extending them with additional types if appropriate, and giving extra encouragement to those types which have so far only been rarely registered (e.g. hedgerows, flower strips, types 11 to 14: e.g. water ditches, ruderal areas).

Extensively and less intensively managed meadows (types 1 and 4)

The total area of these two ECA types amounts to 84'000 ha (72 % of all ECA surface area or 8 % of UAA in Switzerland). The *extensively managed meadows* (type 1) were more common (49'000 ha) than the *less intensively managed meadows* (35'000 ha). The composition of the vegetation of between 10 and 70 % of the 30'000 ha *extensively managed meadows* on the Swiss Central Plateau corresponded to traditional hay meadows (Frommental meadows), depending on the region. On average 29 % (14 to 63 %) met EQO quality criteria. Endangered plant species on the *Red List* were found on an average 7 % (5 to 11 %) of the *extensively managed meadows*, potentially endangered species on 18 % (9 to 42 %).

Of the 12'000 ha *less intensively managed meadows* (type 4) on the Central Plateau, 0 to 15 % corresponded to traditional hay or Frommental meadows, depending on the region.

On average 11 % (3 to 38 %) satisfied EQO quality criteria. Endangered plant species on the *Red List* were found on 3 % (0 to 14 %) of the *less intensively managed meadows*, potentially endangered species on 17 % (19 to 26 %).

On the Swiss Central Plateau one fifth of both meadow types satisfied EQO criteria. The species numbers of butterflies, spiders, ground beetles, bees and grasshoppers also recorded in the case studies were below the level observed on high quality Frommental meadows. Arthropod species, which are typical of traditional hay meadows and are of interest for conserving biodiversity, were unable to find a habitat on the majority of ECA meadows, mostly because the vegetation is too dense. Also, since ECAs are often located close to hedgerows and the margins of woods, meadow-nesting openland bird species scarcely benefit from the ECA meadows.

Even if the majority of ECA meadows on the Central Plateau are not up to the quality standards applied, they differ from the intensively managed meadows. Thus on the ECA meadows there were more, and more demanding, plant and arthropod species. In addition there was a statistically significant difference between the biotic communities of ECA and of reference meadows. Hedge and orchard birds benefit from *extensively managed meadows* near their habitats. Kestrels and long-eared owls preferred *extensively managed meadows* over temporary leys when searching for food. In arable areas the *extensively managed meadows* had a positive effect on common hares (though not in grassland dominated regions).

Vegetation records in the Alps (Northern Alps, Central Eastern Alps) showed that a high percentage of both the ECA meadows (*extensively and less intensively managed meadows*) and the intensive meadows corresponded to traditional mountain hay meadows (66 % of ECA meadows and 86 % of intensively used meadows). However only amongst the ECA meadows were there also wet meadow and unfertilized meadow types (25 % of the ECA meadows). The ECA meadows were richer in species than the intensive meadows (36 species per 25 m² compared to 21 species per 25 m²). The percentage of meadows meeting EQO criteria was significantly higher than on the Central Plateau (82 % of ECA meadows and 14 % of intensively used meadows), and a higher percentage contained endangered species (18 % and 4 % respectively). Moreover, in the alpine region ecological compensation makes a contribution to the continued extensive management of mountain meadows threatened by abandonment.

There is a need to improve the quality of a large number of ECA meadows on the Central Plateau. The transition to result-oriented payments introduced by the EQO should be intensified. There should be an examination of whether and how requirements for the minimum quality of ECA meadows can be formulated. For extensification to have an effect on the vegetation, the meadows should be managed as ECAs in the long term. Selective management measures should also be facilitated for meadows of which the species composition would indicate a recovery potential.

Litter meadows (type 5)

A total 7'000 ha of litter meadow are registered as ECAs. 2'500 ha of these are in the eastern Central Plateau. For the most part the plant populations correspond to the target vegetation; 82 % meet EQO requirements. Endangered plant species were found on 55 % of the area. The territories of two common species of nesting birds were associated with the litter meadows identified as ECAs. For three quarters of the ECA litter meadows there was at the same time an agreement under the Nature and Natural Habitat Protection Act.

Most litter meadows are of high quality; support of this ECA type must continue.

Wild flower strips (type 7a)

Altogether 2'400 ha of wild flower strips are mainly of importance to the fauna in arable regions. There was greater species diversity and in some cases also a greater abundance of

ground beetles, spiders and butterflies in wild flower strips than in the adjacent arable fields. The more demanding and specialised species of ground beetle and butterflies also benefited, even endangered butterfly species. In most of the regions studied the strips were too infrequent to have a measurable effect on nesting birds. However examples of project regions intensively upgraded with wild flower strips show that the populations of endangered bird species and also of common hares can successfully be encouraged by ecological compensation.

Wild flower strips are an effective tool for the conservation and encouragement of biodiversity in arable landscapes. A higher percentage of wild flower strips in arable areas could enhance the positive effect on species diversity.

Standard fruit trees (type 8)

Since the middle of the last century 80 % of standard fruit trees of traditional orchards have been uprooted. Almost all the trees still extant appear on the Ecological Compensation Register (2.6 million). Only 12 % of the orchards on the Central Plateau meet EQO criteria, as the orchard's undergrowth is generally intensively used. Since the EQO came into force, however, ECA meadows are increasingly being specifically registered near orchards. This improves the ecological quality of the orchard, for example the garden redstart appears significantly more frequently in orchards with a neighbouring ECA. In the treetops we found spider species which played a valuable part in nature conservation. An overall assessment of orchards must take into account the positive aesthetic effect on landscape scenery which – together with the hedgerows – singles them out from other ECA types.

The evaluation results are ambivalent as regards standard fruit trees. Due to the EQO there are signs of an improvement in their ecological quality. For the support of ecological compensation by the public at large, a contribution to landscape scenery is central. We therefore recommend not changing the incentives for standard fruit trees for the time being.

Hedgerows (type 10)

In Switzerland there are 36'000 ha of hedgerows and field copses, fewer than 10 % of which were registered as ECAs. The vegetation and structure of 44 % of the Central Plateau's ECA hedgerows meet EQO requirements – 30 % in the case of non-ECA hedgerows. The territories of hedgerow-nesting birds were more frequent in ECA hedgerows than in non-registered hedgerows. The presence of other ECAs in the immediate vicinity, especially of *extensively managed meadows* (type 1), also encouraged the population of the hedgerows by nesting birds. Hedgerows have a typical biotic community of arthropods, thereby showing the highest species diversity of the habitats investigated.

Hedgerows make a key contribution to biodiversity in the agricultural landscape. We recommend setting the incentives so that more hedgerows are managed as ECAs and always include a herbaceous verge.

Conclusions and outlook

The results presented in this report allow an assessment of the effect of ECAs on biodiversity in the Central Plateau, and to some extent in part of the alpine region. However no evidence is available for the Ticino, Valais or Jura.

The overall result of the assessment is moderately positive. A measurable benefit for biodiversity has been achieved by ecological compensation. The measures are going in the right direction. However efforts must be intensified in order to attain the goals (Tab. 1), and particularly to promote endangered species. Agriculture alone cannot achieve this, joint efforts are required from agriculture and forestry, as well as nature conservation and regional development. At the same time the preservation and, if necessary, creation of nature

conservation areas merits special attention, even in intensively used agricultural landscapes. By interlinking these areas with ECAs the effect of both measures can be enhanced. Care must be taken to find sustainable solutions which on the one hand will improve the environmental situation in the long term, but on the other will also be socially compatible and economically efficient.

1 Introduction

Felix Herzog et Philippe Jeanneret

Les prestations écologiques requises (PER) par les exploitations agricoles sont la condition à remplir pour obtenir les paiements directs. Dans le cadre des PER, les exploitations agricoles consacrent certaines surfaces à la compensation écologique dans le but de maintenir et de développer la biodiversité dans l'espace rural. Le degré de réalisation de ces objectifs a été apprécié à l'aide de projets d'évaluation, centrés sur le Plateau suisse. La végétation des surfaces de compensation écologique et le développement des populations d'oiseaux nicheurs indicateurs ont été évalués. En outre, la biodiversité de plusieurs groupes d'arthropodes a été enregistrée dans le cadre de différentes études de cas. Enfin, des travaux portant sur le lièvre et des essais réalisés en région de montagne ont aussi été intégrés.

L'intensification et la mécanisation croissante de la production agricole depuis le milieu du siècle dernier ont conduit à une augmentation massive tant de la production que de la productivité de l'agriculture. Cette évolution a permis d'assurer l'approvisionnement de la population en denrées alimentaires à des prix toujours plus bas, comparés aux prix des autres biens de consommation. Un tel progrès a néanmoins ses inconvénients: les dépenses publiques nécessaires au soutien du secteur agricole ont augmenté, de même que la pollution de l'environnement.

C'est pourquoi, au milieu des années 80, on a assisté à une réforme de la politique agricole. En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques (Feuille fédérale 1992) et a mis en place des mesures pour inciter à la Production Intégrée (PI). Parallèlement, l'agriculture biologique a gagné en importance. L'acceptation en 1996, par votation populaire, de l'article sur l'agriculture a permis d'ancrer les prestations écologiques requises (PER) dans la Constitution fédérale. La version révisée de la Loi sur l'Agriculture (Assemblée fédérale 1998) a fait des PER la condition nécessaire à remplir par toutes les exploitations pour avoir droit aux paiements directs, quels qu'ils soient, et pas uniquement écologiques (Conseil fédéral 1998a). La participation des agriculteurs aux programmes n'a cessé de croître, de sorte qu'aujourd'hui 97 % de la surface agricole utile totale de la Suisse sont exploités selon les règles des PER ou de l'agriculture biologique (fig. 1). Les trois pourcents restants sont exclus du système des paiements directs principalement pour des raisons formelles (p. ex. situation de propriété et de revenus) et les exploitations agricoles ne sont donc pas tenues de remplir les PER.

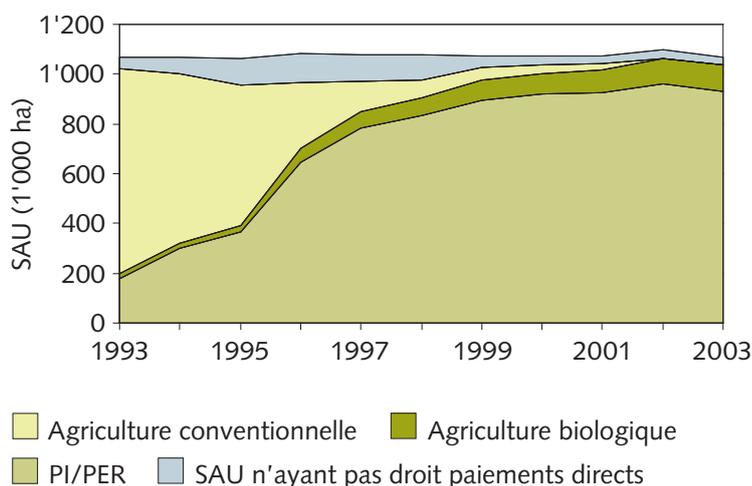


Figure 1: Evolution de la surface agricole utile (SAU) exploitée selon les règles de la Production Intégrée (PI) ou des prestations écologiques requises (PER, depuis 1999) et de l'agriculture biologique (Source: OFAG 2004).

Objectifs pour la biodiversité

Les PER sont sensées développer la biodiversité dans l'espace rural, essentiellement grâce à la mise en place de surfaces de compensation écologique (SCE) (p. ex. Broggi et Schlegel 1989). Les objectifs correspondants sont répertoriés dans le tableau 1. En 2005, il s'agissait

Felix Herzog et
Philippe Jeanneret,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

de contrôler si ces objectifs avaient été atteints. La période de référence choisie correspond aux années qui précèdent l'introduction des paiements directs écologiques (1990-92).

Les deux premiers objectifs portent avant tout sur la quantité de SCE à atteindre d'ici 2005. Ils ont été publiés dans la Feuille fédérale et représentent donc les objectifs du Conseil fédéral. Ce dernier a également pris connaissance du troisième objectif (65'000 ha de SCE de qualité en région de plaine) selon l'art. 13 de la Loi fédérale sur l'aménagement du territoire. Contrairement aux deux autres objectifs, aucun délai précis n'a été fixé; les 65'000 ha doivent être atteints «prochainement». En complément du deuxième objectif, les SCE doivent également être «de qualité». Il est en outre précisé que les SCE doivent servir à stimuler la diversité des espèces indigènes (objectif 4). La promotion de la biodiversité, la prévention de la disparition des espèces et leur rétablissement font partie des objectifs 5 et 6 que l'Office fédéral de l'agriculture s'est fixés lors de la conception des projets d'évaluation des mesures écologiques et des programmes de détention animale.

Tableau 1. Objectifs écologiques en matière de biodiversité. Les années de référence sont 1990–92.

Objectifs	Réalisation des objectifs jusqu'en	Référence	Chapitres
1. 10 % de la surface agricole utile suisse sont consacrés aux surfaces de compensation écologique, donc 108'000 ha ¹⁾ .	2005	Feuille fédérale (2002)	3
2. 65'000 ha de surface de compensation écologique en région de plaine ¹⁾ .	2005	Feuille fédérale (2002)	3
3. Dans un proche avenir, 65'000 ha de surface agricole utile situés en plaine seront exploités à titre de surfaces de compensation écologique de qualité.		OFEFP (1998)	5-8, 10
4. Elles contribuent ainsi à la conservation de la diversité des espèces indigènes.		OFEFP (1998)	5-10
5. Promotion de la biodiversité naturelle.	2005	OFAG (1999)	5-10
6. Aucune autre perte d'espèces (<i>Liste rouge</i>), rétablissement des espèces menacées.	2005	OFAG (1999)	5-10

¹⁾ Les arbres fruitiers haute tige ne sont pas pris en compte

Mesures

Les PER réunissent plusieurs mesures (Conseil fédéral 1998a). La principale mesure en matière de biodiversité est celle qui prévoit que chaque agriculteur consacre 7 % de la surface agricole utile de son exploitation (3,5 % pour les cultures spéciales) aux SCE. Ces dernières peuvent être choisies librement parmi les 17 types de surfaces proposés (chapitre 3). Toutefois, les autres mesures des PER ont également une influence potentielle sur la biodiversité :

- Bilan de fumure équilibré: ce dernier a permis de réduire les apports d'azote et de phosphore (Herzog et Richner 2005). La diminution de l'eutrophisation a un effet positif sur la diversité des espèces (Jeangros 2002).
- Assolement régulier: une plus grande diversité des cultures se traduit par une plus grande diversité des espèces (Schweiger *et al.* 2005).
- Protection appropriée du sol: une couverture du sol plus importante en hiver offre aux arthropodes un refuge et des possibilités pour passer l'hiver (Pfiffner et Luka 2000).

- Garde des animaux de rente respectueuse de l'espèce: il s'agit avant tout de poursuivre des objectifs en matière de bien-être des animaux et d'encourager les sorties. Un pâturage trop intensif peut cependant affecter la diversité des espèces sur les surfaces concernées (Rook et Tallwin 2003).

Mandat et structure du projet d'évaluation

Au milieu des années 1990, l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) avec le soutien de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) a lancé des projets d'évaluation pour analyser l'effet des mesures écologiques (Bötsch 1998, OFAG 1999, Forni *et al.* 1999). Le mandat d'évaluation a consisté à contrôler l'efficacité de l'Ordonnance sur les paiements directs OPD (Conseil fédéral 1998a) – par rapport à la biodiversité des SCE notamment. Il ne s'agit pas d'une évaluation politique complète au sens de Bussmann *et al.* (1997). Au contraire, le législateur a mis l'accent sur le contrôle de la mise en œuvre et de l'effet des mesures (OFAG 1999). Par conséquent, les informations relatives à l'application de l'OPD par l'administration (interaction entre la Confédération et les cantons) et la pratique (interaction entre les cantons, la vulgarisation agricole, les agriculteurs, les contrôles) font défaut. Notre mandat a principalement consisté à appréhender les effets de la compensation écologique, telle qu'elle est mise en pratique dans la réalité, sur la biodiversité.

Depuis 1998, l'évaluation périodique des prestations écologiques des exploitations agricoles et des effets sur les ressources naturelles est ancrée dans l'Ordonnance sur l'évaluation de la durabilité de l'agriculture (Conseil fédéral 1998b). Les domaines de l'azote et du phosphore (Herzog et Richner 2005), des produits phytosanitaires, du bien-être des animaux et de la rentabilité ont également été et sont toujours évalués.

L'analyse de la participation a été effectuée par l'OFAG lui-même. Le chapitre 3 en fait le récapitulatif en ce qui concerne le développement des SCE. En ce qui concerne le contrôle de l'effet des mesures, la direction du projet a été confiée à Agroscope FAL Reckenholz. Les études ont été réalisées en collaboration avec Agroscope RAC, l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), l'Institut de recherche de l'agriculture biologique (FiBL), le Service Romand de Vulgarisation Agricole (SRVA) et la Station ornithologique suisse de Sempach.

Le projet d'évaluation (Evalu) se composait des sous-projets suivants (fig. 2):

- Un projet de monitoring sur le Plateau suisse géré par la FAL et la Station ornithologique de Sempach, qui s'est limité aux SCE, à la végétation et aux oiseaux nicheurs (chapitres 4, 5 et 7).
- Trois études de cas dans les régions de Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz et Rafzerfeld, auxquelles tous les partenaires ont collaboré et pour lesquelles trois groupes d'arthropodes ont également été étudiés (chapitre 6).

Depuis 2000, d'autres projets sont venus se greffer sur ce mandat d'évaluation initial et ont permis d'étendre partiellement l'étude à la région de montagne et à d'autres groupes d'indicateurs (fig. 2):

- «Rapid Biodiversity Assessment» du WSL (chapitre 6.6).

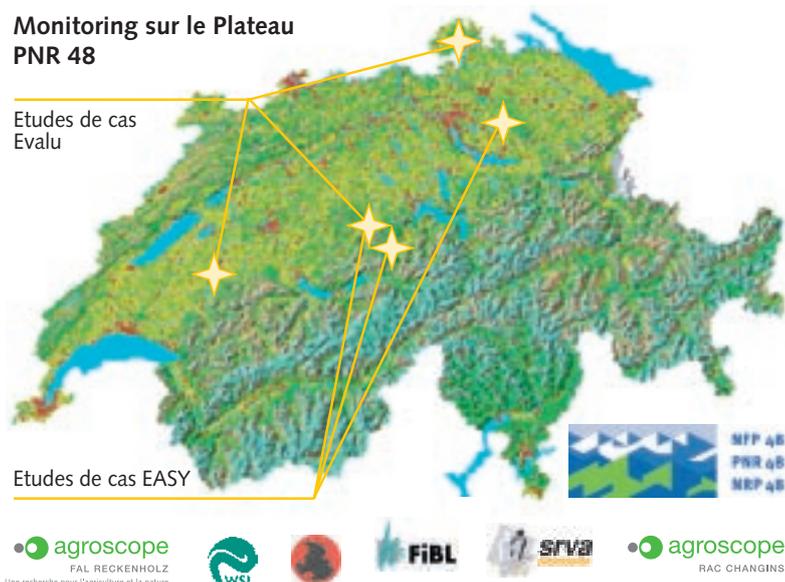


Figure 2: Projets et institutions partenaires qui ont contribué au contrôle de l'effet des prestations écologiques requises dans le domaine de la biodiversité.

- Monitoring du lièvre en Suisse: poursuite d'un projet de la Station ornithologique de Sempach (Pfister *et al.* 2002) sur mandat de l'OFEFP et de l'OFAG, avec comme dimension supplémentaire, les effets des SCE (en analogie au monitoring sur le Plateau, chapitre 8).
- Diversité biologique des prairies et pâturages en région de montagne: un projet de la FAL dans le cadre du «Programme national de recherche PNR 48» (chapitre 9).
- Comparaison ciblée des SCE d'un côté et des prairies intensives de l'autre dans trois zones d'étude de cas: contribution de la FAL au projet européen «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY, chapitre 10).

Afin de pouvoir évaluer l'effet des mesures écologiques sous un autre angle, l'étude a également intégré une contribution visant à situer les PER par rapport à des programmes comparables dans d'autres pays européens (chapitre 11), ainsi qu'une contribution évaluant l'effet des SCE sur l'esthétique du paysage (chapitre 12).

Les projets d'évaluation doivent être clairement distingués des mesures permettant de contrôler le respect des directives dans les exploitations agricoles. Ceci ne faisait pas partie du mandat. De tels contrôles sont effectués par les cantons sous l'égide de la Confédération.

Fiabilité et limites de l'évaluation

Le présent rapport récapitule les travaux et les résultats disponibles au début de l'année 2005, en ce qui concerne les effets de la compensation écologique sur la biodiversité. Il se base sur le projet d'évaluation de la Confédération et sur les études supplémentaires citées plus haut. Pour pouvoir juger leur fiabilité, il convient néanmoins de tenir compte des restrictions suivantes:

- Le mandat d'évaluation a été attribué en 1995. En 1997, les premiers relevés ont été effectués dans les zones d'études de cas. Mais les surfaces de compensation écologique existaient déjà depuis 1993. En 1997, on en comptait déjà un total de 85'000 ha. Cela signifie qu'il n'a pas été possible de faire l'état des lieux de la situation initiale avant l'introduction des SCE. Une étude des ouvrages scientifiques réalisée par Günter *et al.* (2002) a montré qu'il n'a pas été possible de remédier à cette lacune ultérieurement, car on ne dispose pas d'assez d'informations quantitatives et représentatives sur la biodiversité du paysage rural dans les années 1980.
- Pour des raisons de capacités, à l'origine, l'évaluation s'est limité au Plateau suisse. Les résultats du projet réalisé dans le cadre du PNR 48 permettent de tirer certaines conclusions pour les Alpes septentrionales et pour les Alpes centrales orientales. En ce qui concerne les Alpes centrales occidentales (Valais), les Alpes du Sud (Tessin), les Préalpes et le Jura, par contre, nous ne disposons pas d'informations.
- Les projets d'évaluation se sont limités aux SCE puisqu'il s'agit de l'instrument majeur des PER pour promouvoir la biodiversité. Les autres facteurs d'influence comme le niveau de fertilisation et l'assolement n'ont pas été pris en compte. Les autres mesures comme l'agriculture biologique et la culture extensive de céréales et de colza (EXTENSO) n'ont pas non plus été évaluées bien qu'elles aient une influence sur la diversité des espèces.
- L'effet de l'Ordonnance sur la qualité écologique (Conseil fédéral 2001), entrée en vigueur plus tard, n'a pas été étudié.

Les projets d'évaluation ayant été introduits alors qu'il existait déjà une quantité considérable de SCE, il n'a pas été possible d'évaluer le résultat des paiements directs écologiques en faisant une simple comparaison «avant – après». Il nous a fallu au contraire recourir à trois autres critères d'évaluation:

- Comparaison relative: la biodiversité des SCE a été comparée avec la biodiversité de surfaces-témoins sans limites d'exploitation. On a estimé que le programme avait porté ses

Tableau 2. Groupes d'indicateurs de la diversité biologique, fiabilité.

Indicateur (groupe)	Fiabilité	Références
Plantes vasculaires	Producteurs primaires qui déterminent la structure de l'habitat. Elles sont à la fois la nourriture de base des animaux qui se nourrissent de végétaux et constituent l'espace vital de nombreuses espèces animales. Indicateur majeur de l'état naturel et de l'influence humaine. Corrélation élevée avec les indicateurs faunistiques.	Ellenberg (1996), Duelli et Obrist (1998), Waldhardt et Otte (2003)
Araignées (Araneae)	Très bon indicateur, car les espèces sont nombreuses dans tous les biotopes et à tous les niveaux (du sol à la cime des arbres). Elles sont spécifiques et sensibles aux changements. Prédateurs exclusifs, elles jouent un rôle important dans la lutte contre les ravageurs des cultures.	Luczak (1979), Hatley et Macmahon (1980), Marc <i>et al.</i> (1999), Nyffeler et Sunderland (2003)
Carabes (Carabidae)	Ils sont présents dans tous les habitats, en nombres élevés et en espèces variées. Ils entretiennent un lien différencié avec leur habitat, sont sensibles aux changements, c'est pourquoi ils font de bons indicateurs biologiques. Certaines espèces / certains groupes jouent un rôle important dans le contrôle des ravageurs.	Finck <i>et al.</i> (1992), Marggi (1992), Luka (1996)
Papillons diurnes (Rhopalocera)	Réagissent beaucoup aux changements de mode d'exploitation. C'est pourquoi ils sont souvent utilisés pour le monitoring environnemental et dans le cadre des mesures de protection de l'environnement. Ils sont très sensibles au degré général d'extensification et de structuration du paysage (répartition des éléments paysagers) ainsi qu'à la composition floristique de l'environnement.	Pollard (1991), Hermann (1992)
Sauterelles et criquets (Orthoptera)	Leur sensibilité aux facteurs écologiques de base (humidité, température) fait d'eux des indicateurs privilégiés pour évaluer l'état de l'environnement, notamment dans les écosystèmes de prairies. Ils sont également sensibles au degré de mise en réseau des différents éléments du paysage.	van Wingerden <i>et al.</i> (1992), Ingrisch et Köhler (1998)
Abeilles sauvages (Apoidea)	Ce sont de bons indicateurs de la diversité des habitats naturels, car certaines conditions environnementales doivent être réunies pour l'installation de leur nid comme pour leur nourriture (fleurs). Elles sont extrêmement spécialisées en ce qui concerne la sélection de leurs ressources.	Müller (1996), Wcislo et Cane (1996), Westrich (1996)
Arthropodes (RBA)	Corrélation linéaire par rapport au nombre d'espèces des arthropodes, indicateur de la résilience écologique.	Duelli et Obrist (2003)
Oiseaux nicheurs (Aves)	Les oiseaux sont des indicateurs de l'état du paysage, moins celui des différentes surfaces écologiques. Les différentes espèces ont des exigences très variées en ce qui concerne leur espace vital, ce qui permet une interprétation différenciée.	Furness et Greenwood (1993), Pfister et Birrer (1997)
Lièvre (<i>Lepus capensis L.</i>)	Le seul mammifère de l'étude. Ses attentes par rapport à son espace vital sont certes modestes (nourriture, protection, élevage des petits), mais doivent être satisfaites toute l'année. Potentiel de reproduction élevé: dans de bonnes conditions, les peuplements peuvent s'accroître très rapidement. Le lièvre est ce qu'on appelle une «espèce emblématique».	Pfister <i>et al.</i> (2002)

fruits, lorsque la diversité biologique des SCE était supérieure à celle des surfaces-témoins (objectifs 3 à 5, tab. 1).

- Comparaison normative: la qualité écologique des SCE a été comparée à des niveaux de référence tirés d'ouvrages scientifiques et de l'Ordonnance sur la qualité écologique (Conseil fédéral 2001). On a estimé que le programme avait porté ses fruits, lorsque ces niveaux de référence étaient atteints (objectifs 3 à 5, tab. 1).
- Présence d'espèces menacées dans les SCE pour pouvoir évaluer l'objectif 6 (tab. 1).

La réalisation des objectifs 1 et 2 (tab. 1) qui relèvent de la mise en œuvre a été évaluée sur la base des relevés statistiques de l'OFAG.

Indicateurs de biodiversité et bases écologiques de l'évaluation

Comme il est impossible de mesurer l'ensemble de la biodiversité, les différents projets ont travaillé avec des organismes (groupes d'organismes) indicateurs (Gonseth et Mulhauser 1996). Tous les projets ont cartographié les plantes vasculaires. Suivant le projet, différents groupes faunistiques ont également été utilisés (tab. 2).

Les indicateurs de biodiversité doivent être choisis en fonction des objectifs de l'étude (Noss 1990). Dans le cas du projet d'évaluation, les indicateurs devaient permettre une évaluation de l'effet des SCE et de leur exploitation à l'échelle de la parcelle et dans le contexte du paysage. En effet, dans les zones à vocation agricole, la biodiversité est influencée à la fois par des facteurs locaux (p. ex. mode d'exploitation) et par le paysage (p. ex. nombre d'habitats semi-naturels) (Burel et Baudry 1995). En outre, les indicateurs sélectionnés devaient également représenter le mieux possible la diversité globale des organismes. C'est pourquoi les indicateurs ont été choisis à l'aide d'une échelle de critères qui tenait compte du lien des organismes aux SCE, ainsi que de leur présence et de leur importance dans les zones agricoles (Jeanneret *et al.* 1996). Des critères généraux comme la répartition des espèces et des espaces vitaux ou encore la position des espèces dans la chaîne alimentaire (Pearson 1995, Stork et Samways 1995) ont également été pris en considération. Il reste néanmoins des lacunes en ce qui concerne les décomposeurs et les organismes vivant dans le sol et dans l'eau.

Structure du rapport

Ce rapport donne une vue d'ensemble de l'état de l'évaluation des mesures écologiques dans le domaine de la biodiversité. La partie I traite de l'importance et de l'évolution de la biodiversité dans l'espace agricole (chapitre 2) ainsi que du développement des SCE depuis leur introduction (chapitre 3). La partie II réunit les principaux résultats des programmes d'évaluation sur le Plateau (chapitres 4 à 8). La partie III présente les informations émanant des autres projets et celles relatives à la région de montagne (chapitre 8 à 12). Enfin, le dernier chapitre, le chapitre 13, comprend un résumé, des perspectives et des recommandations.

Le projet d'évaluation fait régulièrement l'objet de rapports. Les publications parues jusqu'ici sont citées en annexe. Les futures analyses approfondies seront présentées sur le site d'Agroscope FAL Reckenholz (www.reckenholz.ch/Evalu-CH).

Bibliographie

- Assemblée fédérale, 1998. Loi fédérale sur l'agriculture. RS 910.1.
- Bötsch M., 1998. Das Agrar-Umweltprogramm der Schweiz. Mainz, Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Schriftenreihe 6, 25-43.
- Broggi M.F. et Schlegel H., 1989. Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogramms 'Boden', Liebefeld-Bern.

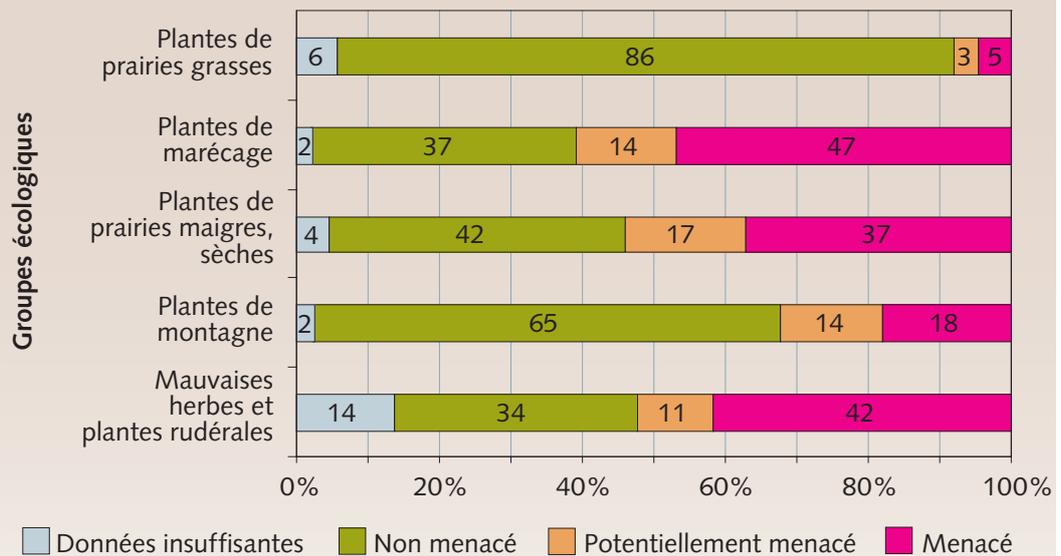
- Burel F. et Baudry J., 1995. Species biodiversity in changing agriculture landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 193-200.
- Bussmann W., Klöti U. et Knoepfel P., 1997. Einführung in die Politikevaluation. Basel, Helbling & Lichtenhahn.
- Conseil fédéral, 1998a. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 1998b. Ordonnance sur l'évaluation de la durabilité de l'agriculture. RS 919.118.
- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Duelli P. et Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.
- Duelli P. et Obrist M., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Ellenberg H., 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage, Ulmer. 1095 pp.
- Feuille fédérale, 1992. Message concernant la modification de la loi sur l'agriculture du 27 janvier 1992. Chancellerie fédérale, FF II (92.010), 1-143.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395-4'682.
- Finck P., Hammer D., Klein M., Kohl A., Riecken U. et al., 1992. Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgrossojekte des Bundes. *Natur und Landschaft* 67, 329-400.
- Forni D., Gujer H.U. et Nyffenegger L., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6 (3), 107-110.
- Furness R.W. et Greenwood J.J.D., 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- Gonseth Y. et Mulhauser G., 1996. Bioindication et surfaces de compensation écologique. *Schriftenreihe Umwelt* 261. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. et Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL.
- Hatley C.L. et Macmahon J.A., 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9, 632-639.
- Hermann G., 1992. Tagfalter und Widderchen: Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. Dans: Trautner J. (éd.), *Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. Margraf Verlag. 219-238.
- Herzog F. et Richner W. (éd.), 2005. *Évaluation des prestations écologiques dans les domaines de l'azote et du phosphore*. Zürich, Les cahiers de la FAL 57.
- Ingrisch S. et Köhler G., 1998. *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Magdeburg, Westarp Wissenschaften. 460 S.
- Jeanros B., 2002. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de la fumure. *Cahiers de la FAL* 39, 53-60.
- Jeanneret P., Bigler F. et Lips A., 1996. Evaluation des mesures d'écologie dans l'agriculture. Module 21 Biodiversité. Agroscope FAL, rapport interne. 9 pp.
- Luczak J., 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5 (1), 151-200.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3 (1), 33-36.
- Marc P., Canard A. et Ysnel F., 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 229-273.
- Marggi W.A., 1992. *Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae)*. Documenta Faunistica Helvetiae 13, Teil 1/Text. Neuchâtel. 477 pp.
- Müller A., 1996. Host-plant specialization in western palearctic anthidiine bees (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae). *Ecological Monographs* 66, 235-257.
- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-363.
- Nyffeler M. et Sunderland K.D., 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 579-612.
- OFAG, 1999. *Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht*. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG, 2004. *Rapport agricole*. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

- OFEFP et ODT 1998. Conception paysage suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage / Office fédéral du développement territorial. Berne. Série l'environnement pratique, 133 pp.
- Pearson D.L., 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. Dans: Hawksworth D.L. (éd.), Biodiversity, measurement and estimation, Chapman & Hall. 75-79.
- Pfiffner L. et Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.
- Pfister H.P. et Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 35, 173-193.
- Pfister H.P., Kohli L., Kästli P. et Birrer S., 2002. Feldhase. Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt. Wildtiere. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Pollard E., 1991. Monitoring butterfly numbers. Dans: Goldsmith F.B. (éd.), *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall. 87-111.
- Rook A.J. et Tallowin J.R.B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research* 52, 181-189.
- Stork N.E. et Samways M.J., 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. Dans: Heywood V.H. et Watson R.T. (éd.), *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press. 453-544.
- van Wingerden W.K.R.E., van Kreveld A.R. et Bongers W., 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology* 113, 138-152.
- Waldhardt R. et Otte A., 2003. Indicators of plant species and community diversity in grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 339-351.
- Wcislo W.T. et Cane J.H., 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored food by natural enemies. *Annual Review of Entomology* 41, 257-286.
- Westrich P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. Dans: Matheson A., Buchmann S.L., O'Toole C., Westrich P. et Williams I.H. (éd.), *The conservation of bees*, Academic Press, London. 1-16.



**Partie I
Biodiversité et surfaces de
compensation écologique**

Figure 1:
Répartition dans les surfaces agricoles utilisées, selon Landolt (1991) en cinq groupes écologiques des espèces de plantes en Suisse selon leur catégorie de menace.



2 Diversité des espèces dans l'agriculture: perte et valeur

Thomas Walter, Serge Buholzer, Andrea Kühne et Karin Schneider

Quel intérêt représente l'agriculture pour la biodiversité? Comment s'est développée la diversité des espèces? Aujourd'hui chaque exploitant confronté aux exigences de fournir des prestations écologiques dans l'agriculture se pose la question de l'utilité de la diversité des espèces ou de certaines communautés d'espèces. Ces questions sont développées brièvement dans les lignes suivantes.

Depuis 6'000 ans, la végétation naturelle de l'Europe centrale est fortement influencée et modelée par l'activité humaine. Afin de créer de l'espace pour l'agriculture et l'habitation, des essarts furent ouverts par défrichage et pacage du bétail dans la couverture végétale existante, formée principalement de forêts mixtes de feuillus. Le maintien de surfaces ouvertes pour les cultures et la pâture a permis à de nombreuses espèces végétales et animales de s'y installer. La conséquence en fut le développement de structures différentes et de nouveaux milieux vitaux. Landolt (1991) a constaté que, sur les 2'700 espèces de plantes vasculaires, environ 700 espèces (25 %) ont pu s'installer uniquement parce que l'homme leur a créé un domaine vital leur correspondant. Sur le Plateau suisse, la proportion de plantes indigènes tombe même en dessous des 50 % de la végétation naturelle.

Avant l'intervention humaine, les prairies et les pelouses n'existaient qu'en dessus de la limite des arbres, dans les couloirs d'avalanche, dans les éboulis en fort mouvement, dans les endroits avec un niveau d'eau continuellement haut ainsi que sur les rochers pauvres en terre fine. L'exploitation agricole a permis à des espèces de plantes nécessitant de la lumière de migrer depuis leur milieu naturel comme les forêts (par ex. brachypode penné, chérophylle, cirse maraîchère), les clairières (par ex. dent de lion, espèces d'oseilles, chardons), les lieux naturellement dégagés d'arbres tels les marais, les rives et les pelouses alpines (par ex. laîche, scirpe, berce, dactyle, brome érigé) ainsi que les steppes de garenne méditerranéennes (espèces de stipes, de colchiques et de gentianes) dans les surfaces ouvertes et former ainsi de nouvelles communautés (Ellenberg 1996). Ce n'est que dernièrement que l'homme a consciemment semé et répandu certaines espèces. Le fromental a, par exemple, été introduit au Moyen-âge (Körber-Grohne 1993).

Thomas Walter,
Serge Buholzer,
Andrea Kühne et
Karin Schneider,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Avec le développement de l'agriculture, les espèces de la flore accompagnatrice des grandes cultures, ou adventice, sont arrivées en Europe centrale, venant des anciennes civilisations de la zone méditerranéenne et du Moyen-Orient, souvent en même temps que les plantes cultivées. Des plantes des genres *Adonis* et *Delphinium* (dauphinelle) ont trouvé des conditions idéales dans les champs de céréales. Les mauvaises herbes des jardins et des zones de cultures sarclées sont par contre généralement venues de rives de cours d'eau indigènes et de zones marécageuses riches en nutritifs (par ex. mouron des oiseaux, pâturin annuel, chénopode). Ce développement vers une grande richesse en biotopes et en biodiversité a atteint son point le plus haut dans la période préindustrielle de l'assolement biennal et triennal (Ellenberg 1996).

La biodiversité gagnée en son temps grâce à l'agriculture a de nouveau été décimée par l'intensification devenant toujours plus forte, commencée après la deuxième guerre mondiale. Les emplois d'engrais à hautes doses ainsi que l'utilisation de pesticides menacèrent les biotopes de beaucoup d'espèces de plantes. Les monocultures ont commencé à régner et le paysage s'est uniformisé. Il n'est resté que quelques prairies et pâturages peu extensifs, quelques prairies de forêt, marais et champs en jachère. Les surfaces dont la rentabilité était réduite ont été amendées ou ont été abandonnées. La cessation de l'utilisation de ces surfaces a conduit à leur embroussaillage, ce qui mène généralement à un appauvrissement de leur biodiversité. Des structures comme les bords de forêts étagés, les bords de chemins utilisés extensivement, les tas de pierre, les murs de pierre sèche ainsi que les bosquets champêtres disparaissent peu à peu du paysage (Landolt 1991). Beaucoup de plantes accompagnatrices des grandes cultures furent menacées dans leur existence par le nettoyage des semences et l'utilisation répétée d'herbicides. Ce n'est que depuis l'introduction en 1966 de la Loi sur la protection de la nature et du patrimoine et de ses ordonnances concomitantes que l'on essaie de réagir par des mesures législatives à la disparition des valeurs naturelles et culturelles, donc aussi de la biodiversité. Mais l'exécution de cette législation est problématique en de nombreux endroits. Le but de la nouvelle politique agricole et de l'introduction de la compensation écologique est de stopper la régression des espèces et même de rendre possible le rétablissement d'espèces menacées (Chap. 1, Tab. 1).

Importance de l'agriculture pour la flore et la faune

Flore

La destruction de l'habitat est la raison principale de la disparition des espèces. D'innombrables biotopes importants pour la flore ont disparu à cause des énormes altérations causées par l'amendement et par les poussées d'intensification des décennies passées. A ceci s'ajoute l'importance en surface, ce qui renforce l'influence de l'agriculture sur la disparition des espèces. En ce qui concerne la disparition des espèces en Allemagne, Korneck et Sukopp (1988) attribuent la plus grande culpabilité à l'agriculture. Cette dernière n'est, toutefois, pas la seule responsable du recul de la biodiversité, en effet, l'industrie forestière, le tourisme et les activités en plein air, la construction, l'artisanat, l'industrie et le trafic ont également contribué au recul des espèces. Cette interprétation peut aussi être reprise pour la Suisse.

La *Liste rouge* des fougères et plantes vasculaires menacées de Suisse (Moser *et al.* 2002) compte en tout 3'144 espèces de plantes dont 990, ou 31,5 % sont considérées comme menacées. Les critères déterminants pour l'attribution dans la catégorie de «menacé» sont: le recul de l'effectif, une répartition géographique limitée et une grandeur de population insuffisante. La littérature existante ne fournit qu'une estimation de la quantité globale des genres ou espèces de plantes vivant sur les surfaces agricoles. Landolt (1991) a attribué les plantes à huit groupes écologiques. Cinq de ces groupes peuvent en partie ou même en grande partie être trouvés dans la surface agricole utile (SAU). (Fig. 1).

Les mauvaises herbes et les plantes rudérales forment le groupe écologique le plus riche en espèces. Dans ce groupe, 42 % des espèces sont menacées (Fig. 1). La répartition optimale de beaucoup de ces espèces se trouve en dehors de la Suisse; les cultures et les vignes n'étant pour elles que des habitats secondaires.

Les plantes des marécages ainsi que celles des prairies maigres (sèches ou variablement sèches) sont aussi fortement frappées par la diminution des espèces. Dans les derniers 150 ans, 90 % des prairies et pâturages maigres ont disparu (Eggenberg *et al.* 2001); dans ces biotopes, 37 % des espèces de plantes sont menacées. Concernant les marais et les prairies humides, 90 % de leur surface ont disparu (Grünig 1994); ici 47 % des espèces sont menacées.

En Suisse, parmi les 86 espèces de plantes de prairies grasses (72 espèces sur le Plateau) 4 (respectivement 5) sont considérées comme espèces appartenant à la *Liste rouge* et 3 (resp. 4) sont considérées comme potentiellement menacées. Les données sur d'autres groupes écologiques comme les plantes de forêt, les plantes pionnières de sites inférieurs et les plantes aquatiques ne peuvent être mis que partiellement, voir même pas du tout, en relation avec l'utilisation agricole. Une analyse plus exacte serait ici nécessaire.

Ces chiffres prouvent d'une façon impressionnante l'importance de l'agriculture et sa responsabilité pour le maintien et la favorisation de la biodiversité de la flore suisse.

Faune

A ce jour, 26'000 espèces d'animaux ont été décrites en Suisse. On estime qu'il y en a, en réalité, 41'000 (Baur *et al.* 2004). Beaucoup de ces espèces vivent dans des zones cultivées. Parmi les 195 espèces d'oiseaux nicheurs, 99 peuvent largement être considérées comme espèces vivant dans des zones cultivées, les cultures pouvant être considérées comme le lieu de vie principal pour 42 d'entre elles (Kohli et Birrer 2003). Alors que 57 de ces espèces profitent de la qualité des biotopes, 42 espèces dépendent soit d'une façon existentielle de la haute qualité écologique des terres cultivées ouvertes ou semi-ouvertes, soit elles y ont la plus grande part de leur aire de répartition. Plus de 80 % des papillons diurnes et des criquets et sauterelles utilisent les herbages (Schneider et Walter 2001). Selon la *Liste rouge*, plus de 50 % des papillons diurnes et plus de 60 % des criquets et sauterelles sont éteints ou ont disparu, sont menacés, fortement menacés ou bien menacés d'extinction (Gonseth 1994, Nadig et Thorens 1994). Les causes de menace suivantes sont particulièrement importantes pour les papillons diurnes:

- Changement de l'affectation ou mise en jachère des prés à litière
- Fumure des prés fauchés et des pâturages
- Drainage et utilisation des marais et autres zones humides
- Elargissement des surfaces viticoles en défaveur des pelouses sèches
- Destruction de la ceinture de buissons des lisières des forêts, groupes d'arbres et bosquets.

De plus, les moments de la fauche, les périodes de pâture et la charge en bétail ainsi que les engins utilisés sont déterminants pour le succès d'une couvée ou pour la reproduction et le développement de papillons diurnes ou de criquets et sauterelles (Walter 2000, Birrer *et al.* 2001).

Aucune affirmation sur le développement de la faune en Suisse au cours de ces dernières décennies ne peut être faite à ce jour, étant donné qu'un monitoring sur la biodiversité n'a été entrepris que dernièrement et que la répétition de la cartographie ne s'effectuera que bientôt (Hintermann *et al.* 2002). Seules quelques études permettent une comparaison. Une telle comparaison a pu être entreprise au niveau national pour les oiseaux nicheurs pour les périodes de 1972–76 et 1993–96. Elle montre que les espèces d'oiseaux menacées vivant principalement en terrain cultivé ouvert ont fortement régressé ces derniers 20 ans (Schmid *et al.* 1998).

Fonctions et performances de la biodiversité

Les écosystèmes avec leurs communautés d'organismes et leurs fonctions nous apportent des performances nécessaires à la vie d'une énorme valeur économique. D'un côté, la production agricole est directement dépendante de beaucoup de ces fonctions et, d'un autre côté, elle peut fortement influencer les écosystèmes. Il faut donc porter une grande attention à la biodiversité et la diversité des espèces dans l'agriculture. Di Giulio *et al.* (2002) et Baur *et al.* (2004) dépeignent les fonctions et les performances des systèmes écologiques qui suivent:

Fertilité du sol

On trouve dans le sol de nombreux organismes tels que vers de terre, acariens, collembolles, bactéries, champignons et nématodes. Ces organismes dissocient le matériel organique en éléments à nouveau assimilables par les plantes. Les organismes du sol retiennent mieux les éléments nutritifs, ce qui réduit le risque de lixiviation. De plus, ces organismes aèrent la couche supérieure du sol, ce qui augmente sa capacité de rétention de l'eau. Dans un sol allégé, les racines peuvent pénétrer dans les couches les plus profondes du sol et puiser les éléments nutritifs et l'eau s'y trouvant. Les vers de terre secrètent de plus des fèces et du mucus qui stabilisent la structure du sol et limitent ainsi l'érosion. Le maintien du cycle des éléments nutritifs par les systèmes écologiques correspond globalement à une valeur d'environ 17'000 milliards de dollars US (Costanza *et al.* 1997).

Pollinisation

Une autre contribution importante des biotopes riches en espèces consiste en la pollinisation des plantes cultivées. Les insectes pollinisent 80 % de nos plantes nourricières.

Les abeilles mellifiques sont les pollinisateurs les plus connus. Dans leur travail de pollinisation, elles sont bien moins efficaces que les abeilles sauvages. De plus, il peut être aussi très risqué de ne se reposer sur le travail que d'une seule espèce, comme démontré lors d'une épidémie d'acariens chez les populations américaines des abeilles mellifiques, à la fin des années 1990. Beaucoup de plantes restèrent non pollinisées, les récoltes baissèrent considérablement et certains aliments devinrent plus chers (Gleich *et al.* 2000). Aux USA, on estime la valeur économique de la performance de la pollinisation à plusieurs milliards de dollars US. En Suisse, la performance de la pollinisation dans le secteur des baies et des fruits se monte annuellement entre 300 et 400 millions de CHF (Baur *et al.* 2004).

Bilan hydrique

La végétation naturelle joue un rôle central pour le bilan hydrique. Elle nettoie l'eau, protège contre l'érosion et grâce à ses racines maintient plus longtemps l'eau et les éléments nutritifs dans le sol. Les forêts et les marais agissent en tant que réservoir de rétention pour l'eau de pluie et peuvent contribuer à éviter des inondations. Costanza *et al.* (1997) évaluent l'équivalent de la contribution des écosystèmes à 2'800 milliards de dollars US et les coûts pour l'élimination et le nettoyage des eaux usées à 2'300 milliards de dollars US.

Contrôle biologique des ravageurs et des mauvaises herbes

Dans les éléments du paysage agricole proches de la nature, de nombreux auxiliaires trouvent un espace pour vivre, s'y reproduire et hiberner. Des animaux comme les coccinelles, les chrysopes, les syrphes et les acariens prédateurs sont d'excellents destructeurs de ravageurs. Afin de pouvoir être en nombre suffisant quand les ravageurs apparaissent, les auxiliaires ont besoin d'une nature diversifiée. Ce n'est que dans un tel milieu qu'ils trouveront les conditions idéales pour leur développement.

Médecine

Originellement, beaucoup de nos substances médicinales actives provenaient ou proviennent encore de plantes ou d'animaux. Le potentiel est encore loin d'être épuisé. Le chiffre

d'affaire mondial généré par de pareils médicaments se monte à plusieurs milliards de dollars US. Farnsworth (1992) estime que des milliards d'êtres humains dépendent des plantes comme fournisseur de médicaments.

Tourisme et temps libre

Beaucoup de régions profitent de leur «belle nature» parce qu'elle y attire des touristes prêts à dépenser beaucoup d'argent pour y passer leurs vacances. La reconnaissance d'une région comme zone de détente augmente avec la biodiversité, ce qui est aussi reconnu et estimé par la population locale. Jacot *et al.* (2004) ont pu montrer que les gens peuvent différencier une bande herbeuse diversifiée d'une qui est pauvre en espèce et qu'ils trouveront la première plus belle. Plus une bande herbeuse est riche en espèce, mieux elle sera estimée par les personnes interrogées. Ces résultats prouvent que l'être humain estime la biodiversité et qu'ils la considèrent comme belle.

Conclusion

La biodiversité a autant une valeur intrinsèque qu'une utilité. La valeur intrinsèque se décline à partir des devoirs éthiques de l'homme comme espèce la plus développée de la terre afin de préserver la diversité de la vie. L'utilité de la biodiversité a été démontrée dans les exemples ci-dessus. L'agriculture travaille directement avec l'environnement vivant et elle a donc autant une responsabilité qu'un intérêt à le garder intact et de trouver des possibilités actuelles et futures afin de préserver la biodiversité.

Bibliographie

- Baur B., Duelli P., Edwards P.J., Jenny M., Klaus G., Künzle I., Martinez S., Pauli D., Peter K., Schmid B., Seidl I. et Suter W., 2004. Biodiversität in der Schweiz. Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt Verlag. 237 pp.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. et Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? Cahiers de la FAL 39, 47–52.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon M., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P. et van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Di Giulio M., Meier H., Uehlinger G. et Reisner Y., 2002. Biologische Vielfalt in der Kulturlandschaft. Centrale des moyens d'enseignement agricole, Zollikofen.
- Ellenberg H., 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 5. Auflage. Verlag Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- Eggenberg S., Dalang T., Dipner M. et Mayer C., 2001. Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung, Technischer Bericht. Schriftenreihe Umwelt 235. OFEFP. 244 pp.
- Farnsworth N.R., 1992. Die Suche nach neuen Arzneistoffen in der Pflanzenwelt. Dans: Wilson E.O. (éd.), *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Gleich M., Maxeiner D., Miersch M. et Nicolay F., 2000. *Life counts – Eine globale Bilanz des Lebens*. Berlin Verlag. 287 pp.
- Gonseth Y., 1994. *Liste rouge des papillons menacés de Suisse*. Dans: Duelli P. (éd.), *Listes rouges des espèces animales menacées de Suisse*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), 48–51.
- Grünig A., 1994. Mires and Man. Mire Conservation in a Densely Populated Country – the Swiss Experience. WSL Birmensdorf. 415 pp.
- Hintermann U., Weber D., Zangger A. et Schmill J., 2002. Biodiversity Monitoring in Switzerland, BDM – Iterim Report. SAFEL Series No. 342. 89 pp.
- Jacot K., Junge X., Bosshard A. et Lindemann Matthias P., 2004. Säume: Bessere Vernetzung, weniger Unkraut. *Die Grüne* 21/2004, 19–21.
- Kohli L. et Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Körber-Grohne U., 1993. «Urwiesen» im Berg- und Hügelland aus archäobotanischer Sicht. *Diss. Bot.* 196, 453–468.

- Korneck D. et Sukopp H., 1988. Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe Vegetationskunde (Bonn-Bad Godesberg) 19. 210 pp.
- Landolt E., 1991. Plantes vasculaires menacées en Suisse. *Listes rouges nationale et régionales*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne. 185 p.
- Moser D., Gygax A., Bäumlér B., Wyler N. et Palese R., 2002. *Liste rouge des plantes vasculaires menacées de Suisse*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Nadig A. et Thorens P., 1994. *Liste rouge des orthoptères menacés de Suisse*. Dans: Duelli P. (éd.), *Listes rouges des espèces animales menacées de Suisse*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), 66–68.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. et Zbinden N., 1998. Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Distribution des oiseaux nicheurs en Suisse et au Liechtenstein en 1993–1996. Sempach, Station ornithologique suisse.
- Schneider K. et Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Cahiers de la FAL* 39, 34–44.
- Walter T., 2000. Massnahmen zur Förderung der Biodiversität in der schweizerischen Landwirtschaft. *Cahiers de la FAL* 31, 15–18.

3 Surfaces de compensation écologique: évolution dans le temps et distribution dans l'espace

Olivier Roux et Beatrice Schüpbach

L'analyse de l'évolution de la compensation écologique (CE) dans le temps et dans l'espace a montré que l'objectif quantitatif de politique agricole n'a été que partiellement rempli: Si les 108'000 ha de surfaces de compensation écologique (SCE) sur l'ensemble du territoire ont déjà été atteints en l'an 2000, il faudra encore plusieurs années avant de parvenir aux 65'000 ha visés en région de plaine.

Les surfaces de *prairies peu intensives* sont en diminution depuis 1998, les *prairies extensives* dominant actuellement la composition de la CE. Sur les terres assolées, les surfaces de jachères florales ont crû de manière spectaculaire. Ce type est, avec un peu moins de 2'500 ha, le plus répandu dans l'assolement et représente jusqu'à 7 % de la CE dans la région bio-géographique du Bassin lémanique et rhénan.

Des analyses dans trois régions ont démontré une relative constance dans la durée et l'emplacement des SCE. Il n'y a pas de tendance particulière en ce qui concerne l'orientation et la distance des SCE par rapport aux cours d'eau, mais les SCE sont cependant mises en place sur des terrains relativement plats ou au contraire caractérisés par une pente prononcée. Ils sont souvent à proximité de la forêt.

L'introduction des paiements directs dans le droit agricole suisse en 1992 a permis la rétribution de prestations d'intérêt public fournies par l'agriculture. Le maintien et l'encouragement à la mise en place de «surfaces particulièrement proches du milieu naturel dans l'intérêt de la protection des eaux, du sol et de la nature (surfaces de compensation écologique, SCE)» étaient l'un des objets visés par ce système (Feuille fédérale 1992). La mesure de compensation écologique (CE) a été concrétisée par l'introduction d'une palette de différents types de SCE dans l'Ordonnance sur les contributions écologiques (OCEco) en 1993 (Tab. 1). A chaque SCE sont liées des conditions et des charges permettant d'assurer le maintien, voire l'obtention de milieux propices à la biodiversité.

En proposant un éventail de SCE dans lequel chaque exploitant peut y trouver le type le plus adapté à ses conditions agro-géographiques (Tab. 2), le législateur visait, en plus du respect de l'égalité de droit, une répartition uniforme de la CE sur le territoire national. Ainsi l'agriculture financerait un 'socle' de la CE, tandis que d'autres initiatives nationales ou régionales y ajouteraient un 'bonus' pour encourager ou maintenir des qualités particulièrement recherchées. Au cours du temps, et malgré les constantes corrections, il s'est avéré nécessaire que l'agriculture prenne à son compte une partie du 'bonus' avec l'Ordonnance sur la qualité écologique afin d'améliorer l'efficacité de la mesure. Il n'en reste pas moins que les objectifs déclarés sont d'ordre quantitatif : 65'000 ha de SCE en région de plaine (zone de grandes cultures ZGC, zone intermédiaire ZI, zone de collines ZC) et 108'000 ha de SCE sur l'ensemble du territoire, les arbres fruitiers haute-tige n'étant pas pris en compte (Feuille fédérale 1996, Feuille fédérale 2002).

Olivier Roux,
Office fédéral
de l'agriculture,
Mattenhofstrasse 5,
CH-3003 Berne
Beatrice Schüpbach,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Evolution des SCE depuis leur introduction

L'évolution des SCE a été observée au niveau national d'une part, et au niveau régional dans trois régions d'étude d'autre part. Au niveau national, le système d'information de politique agricole SIPA a été utilisé. Ce système comprend une base de données contenant toutes les données de structures et de paiements de chaque exploitation agricole suisse depuis 1999. Les données antérieures utilisées ici proviennent du rapport annuel 'Paiements directs versés à l'agriculture en 1998' (OFAG 1999).

Table 1: Principales étapes du développement des mesures écologiques dans l'agriculture Suisse.

Année	Evénements
1993	Introduction dans l'Ordonnance sur les contributions écologiques (OCEco) des SCE suivantes (avec contributions): <i>Prairies extensives</i> , surfaces à litière, haies et bosquets champêtres, <i>prairies peu intensives</i> , arbres fruitiers haute-tige, <i>prairies extensives</i> sur terres assolées gelées (PESTAG). Introduction dans l'OCEco de la Production intégrée (PI) et de la culture biologique (bio), avec obligation de consacrer 5 % de la SAU à la CE, les cultures spéciales non-comprises. Outre les SCE avec contributions citées ci-dessus, sont imputables les types suivants (non rétribués): Pâturages extensifs; pâturages boisés; bandes culturales extensives; arbres isolés indigènes; fossés humides; surfaces rudérales; murs de pierre sèches; chemins naturels; autres SCE. Edition des «Directives concernant la compensation écologique dans l'exploitation agricole» par la vulgarisation (SRVA, LBL). Ce document largement distribué sera mis à jour annuellement par la suite.
1994	Introduction des jachères florales dans les SCE rétribuées.
1996	Révision total de l'OCEco. Les taux de contributions sont augmentés et les conditions et charges adaptées. Au niveau de la production intégrée, la mise en place de 5 % de la SAU en CE devient obligatoire également pour les cultures spéciales, sauf pour les vignes. Assise constitutionnelle de la CE avec l'adoption par le peuple de l'article 31 octies.
1999	PA 2002: Abrogation de l'OCEco et introduction de l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD). La PI est transformée en 'Prestations Ecologiques Requises' (PER) obligatoires. La part de SAU à consacrer à la CE passe à 3.5 % des cultures spéciales (vignes comprises) et 7 % du reste. Suppression du type PESTAG (période transitoire jusqu'à fin 2000) et introduction des bandes culturales extensives rétribuées, des jachères tournantes et des surfaces viticoles à haute diversité biologique. Introduction de la notion de qualité dans la législation avec la possibilité, d'une part, d'exclusion des surfaces gérées de manière inappropriée et, d'autre part, de changement d'emplacement de la parcelle avant le terme légal au profit d'une amélioration qualitative. Ajustement des conditions et charges ainsi que des taux de contributions de quelques types.
2001	Introduction de l'Ordonnance sur la qualité écologique, OQE, 4 avril 2001, RS 910.14.

En terme de surface, les *prairies extensives* sont, depuis 2001, le type de SCE le plus important. Avec près de 49'000 ha, elles représentaient en effet près de 42 % de la surface consacrée à la CE en 2003 (Tab. 3). Les *prairies extensives* et les surfaces à litière ont connu une constante augmentation et, en particulier, une croissance conséquente entre 2000 et 2003 (+ 13'139 ha). La croissance de la surface totale des CE étant relativement faible (Tab. 3, Fig. 1), les explications de ce phénomène se situent au niveau de la dynamique interne du système. Les *prairies peu intensives* sont, d'une part, en net recul depuis 1998 alors qu'elles étaient le type le plus important de SCE jusqu'en 2001: une partie des *prairies peu intensives* a pu être transférée dans la catégorie des *prairies extensives* dès la fin de la durée légale de 6 ans. D'autre part, la suppression du type PESTAG intervenue en 1999 peut également jouer un rôle : ces terres ne pouvaient plus être considérées comme assolées car sans labour pendant plus de 5 ans, et ces surfaces montraient des limites croissantes quant à leur qualité écologique. Par conséquent, il a été annoncé dès 1998 que ce type était supprimé de la palette des SCE. Une grande partie des PESTAG, probablement les plus âgées, a ainsi pu être transférée dans la catégorie des *prairies extensives*.

Avec la suppression des PESTAG, des alternatives pour les terres assolées ont été introduites dans le système en 1999. Les jachères tournantes ont rapidement trouvé leur place et ont atteint un plateau avec une surface d'environ 1'300 ha. Les bandes culturales extensives n'ont par contre pas reçu un accueil favorable par la pratique, et leur contribution à la CE nationale est négligeable. L'élément marquant sur les terres assolées est le taux d'accroissement spectaculaire des jachères florales (Fig. 1). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce phénomène: les jachères florales sont tout d'abord attractives d'un point de vue visuel, ce qui a incité les localités à encourager leur mise en place dans les environs des agglomérations ; le marché des semences s'est également grandement amélioré à la fin des années 90 ;

Table 2. Description des types de SCE.

Situation et contributions	Type	Fumure	Traitements phytosanitaires	Utilisations, particularités	Durée
SCE sur surfaces herbagères permanentes*	1a. <i>Prairies extensives</i> : Prairies maigres en milieux secs ou humides	Aucune	Plante par plante	Fauche, min. 1X par an. Exportation de la récolte. Au plus tôt: 15.6 ZGC-ZC, 1.7 ZM I et II 15.7 ZM III et IV	Min. 6 ans sur le même emplacement
	5. Surfaces à litière: Prairies sur sols humides ou inondés	Aucune	Aucun	Fauche pour la litière. Exportation de la récolte. Max. 1X par an après le 1.9, min. 1X par 3 ans.	Min. 6 ans sur le même emplacement
	10a. Haies, bosquets champêtres et berges boisées: Haies basses, arbustives et arborées, brise-vent, bosquets, talus boisés, berges boisées	Aucune	Aucun	Bande herbeuse (ourlet) de 3 mètres avec conditions et charges tel que type 1a.	Min. 6 ans
	4. <i>Prairies peu intensives</i> : Prairies légèrement fumées en milieux secs ou humides	Fumier / compost év. lisier avec restrictions	Plante par plante	idem 1a.	Min. 6 ans sur le même emplacement
SCE sur terres assolées*	1b. Prairies extensives sur terres assolées gelées	idem 1a	idem 1a	idem 1a. En région de plaine. (Abandonné depuis 2000)	idem 1a
	6. Bandes culturales extensives: Bandes de culture exploitées de façon extensive dans les grandes cultures	Aucune azotée	Aucun insecticide. Plante par plante	En région de plaine. Céréales, colza, tournesol, pois, féverole ou soja. Min. 3 m de large, max. 12 m. Récolte à maturité.	Min. 2 cultures principales sur le même emplacement
	7a. Jachères florales: Bandes pluriannuelles semées d'herbacées sauvages indigènes	Aucune	Plante par plante	En région de plaine. Fauche de la moitié entre 1.10 et 15.3. Semences agréées uniquement. Min. 3 m de large.	Min. 2 ans, max. 6 ans au même endroit
	7b. Jachères tournantes: Surfaces semées ou couvertes d'herbacées sauvages indigènes	Aucune	Plante par plante	En région de plaine. Fauche entre le 1.10 et le 15.3. Semences agréées.	Annuelle ou bisannuelle
Arbres*	8a. Arbres fruitiers haute-tige: Arbres de fruits à noyaux, à pépins ou noyers ainsi que châtaigniers dans châtaigneraies entretenues (Selwen).		Modéré sur les arbres, pas d'herbicide	Fruitiers à noyau: min. 1.2 m de haut, min. 1.6 m pour les autres. Min. 20 arbres par exploitation. Densité maximale prescrite. 100 m ² /arbre imputable, max 50 % des SCE par exploitation en arbres fruitiers haute tige.	

SCE de surface**	2. Pâturages extensifs: Pâturages maigres	Aucune	Plante par plante	Aires non extensives déduites	
	3. Pâturages boisés: Forme traditionnelle d'utilisation mixte	Seulement engrais de ferme avec accord	Seulement avec accord		
	15. Surfaces viticoles à haute diversité biologique	Organique, bio conforme	Herbicide plante par plante; sinon biologique, biotechnique ou de classe N	Couverture du sol: Flore accompagnatrice diversifiée (critères cantonaux). Fauche alternée et entretien réglés par le canton.	
	16. Autres SCE: Milieux naturels à valeur écologique spécifique			Conditions et autorisations fixées par le service cantonal de la protection de la nature.	
SCE 'structurant le paysage**	10b. Haies, bosquets champêtres et berges boisées	idem 10a.	idem 10a.	Utilisation de la bande herbeuse peut être différente de celle prescrite pour le type 1a.	
	11. Fossés humides, mares, étangs: Plan d'eau ou surfaces généralement inondées	Aucune	Aucun	Bande herbeuse de 3 m.	
	12. Surfaces rudérales, tas d'épierreage et affleurements rocheux: Végétations non ligneuse sur remblais, décombres ou talus	Aucune	Aucun	Pas d'utilisation agricole. Bande herbeuse de 3 m. Entretien tous les 2-3 ans en automne.	
	13. Murs de pierres sèches: Murs de pierres naturelles peu ou pas jointoyés.	Aucune	Aucun	Min. 50 cm de hauteur	
	14. Chemins naturels non stabilisés	Aucune	Aucun	Revêtement: herbe, terre, gravier avec au moins 1/3 de couverture herbacée. 1 m de bande herbeuse de chaque côté.	
Arbres**	8b. Arbres fruitiers haute-tige	idem 8a	idem 8a	Hauteur de tronc: idem 8a. Imputation dès 1 arbre par exploitation. Densité max 100 arbres par ha. Peuvent se trouver dans des cultures fruitières.	
	9. Arbres isolés indigènes adaptés au site, allées d'arbres: Chênes tilleuls, ormes, saules, arbres fruitiers, conifères	Aucune	Aucun	10 m minimum entre deux arbres.	

Les numéros des types se réfèrent à la brochure «Compensation écologique dans l'exploitation agricole» du SRVA et LBL (2001)

* = SCE sur la surface agricole utile (SAU), avec contributions

** = SCE sur la surface d'exploitation (SE), sans contributions

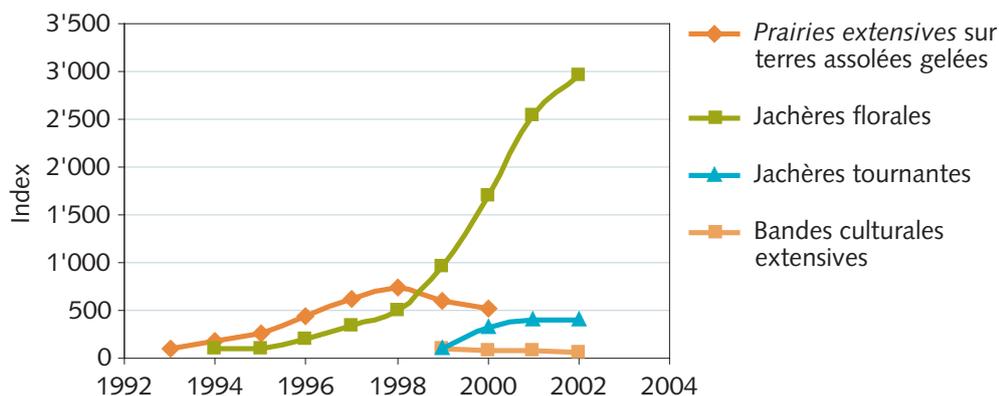
ZGC = Zone de grandes cultures

ZC = Zone de collines

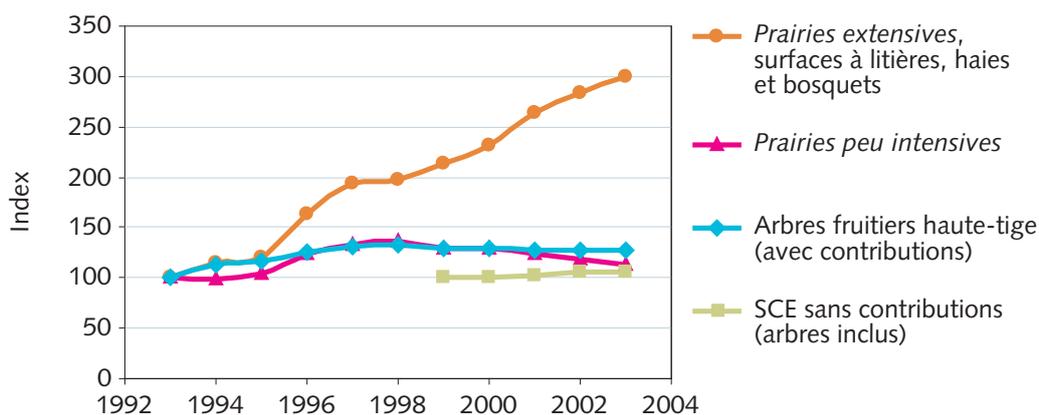
ZM = Zone de montagnes

Figure 1:
Evolution des surfaces
de compensation
écologique.
Index = 100 fixé à
l'année d'introduction
du type.

a) SCE sur terres assolées



b) SCE sur surfaces herbagères



les modifications des conditions et charges apportées en 1999 permettent de mieux gérer, grâce aux nouvelles durées de mise en place, les problèmes de mauvaises herbes et de dégénérescence précoce de la composition botanique, ce qui a contribué au succès des jachères florales; enfin, les jachères florales sont devenues le type de SCE le plus attractif financièrement après la suppression des PESTAG, avec une contribution de 3'000 Frs/ha. En 2003, les jachères florales contribuaient pour 2,1 % de la CE (arbres non compris) et recouvraient près de 0,6 % des terres assolées suisses.

D'un point de vue quantitatif, les types de SCE non rétribués sont, à l'exception notable des pâturages extensifs et dans une moindre mesure des pâturages boisés, moins significatifs. Les pâturages extensifs représentent 13 % de la surface de CE suisse en 2003 (Tab. 3).

Une partie de l'objectif de politique agricole est atteint, puisque plus de 108'000 ha de CE sont d'ores et déjà mis en place et entretenus sur l'ensemble du territoire suisse.

Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques et zones de production

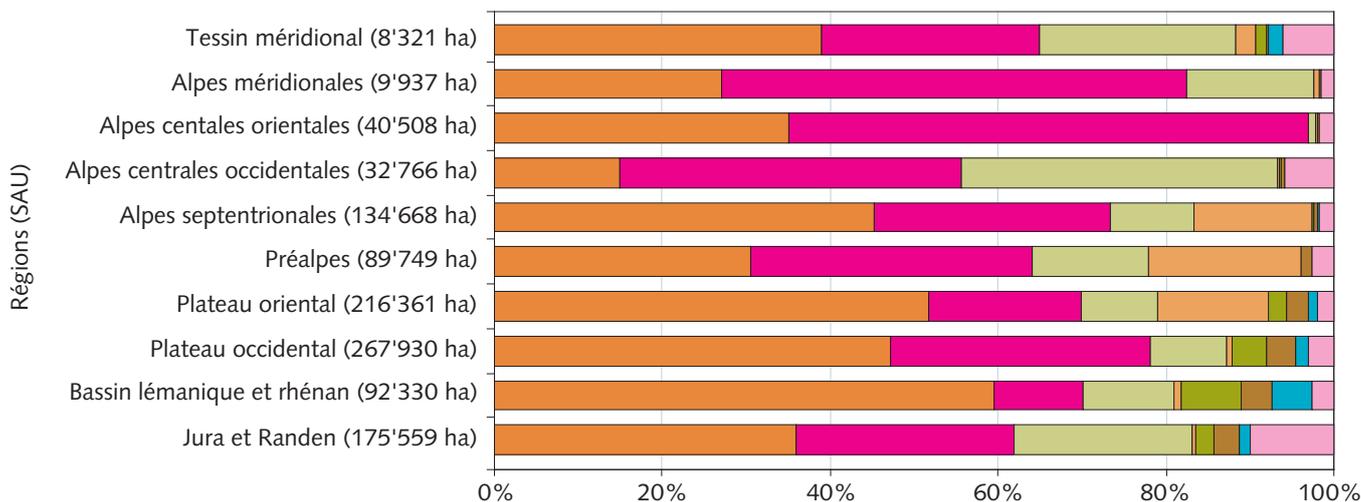
Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques en 2003

La Figure 2 montre la distribution de la CE dans les différentes régions biogéographiques suisses en 2003. Dans toutes les régions, les SCE de type herbage prédominent fortement. Ainsi, les *prairies extensives* représentent près de 60 % de la CE de la région du Bassin lémanique et rhénan (minimum de 15 % dans les Alpes centrales occidentales); les *prairies peu intensives* dominent la CE des Alpes centrales orientales avec 62 %; les pâturages extensifs et les *prairies peu intensives* sont les types les plus représentés dans les Alpes centrales occidentales, avec 38 % et 41 % de la CE. Les prairies à litière entrent de manière substantielle dans la composition de la CE des régions des Préalpes (18,2 %), des alpes sep-

Table 3. Evolution des surfaces de compensation écologique (en hectares et en nombre d'arbres).

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
SCE de type ,surface', ha											
<i>Prairies exten-</i> <i>sives</i>							34'148	38'672	43'926	46'071	48'695
Surfaces à litière	19'319	22'206	23'274	31'421	37'299	37'999	4'713	3'712	4'788	6'571	6'828
Haies, bosquets et berges boisées (avec ourlet)							2'283	2'275	2'274	2'317	2'336
<i>Prairies peu</i> <i>intensives</i>	31'038	30'428	32'547	38'485	41'486	42'344	40'388	40'106	38'620	36'928	35'263
<i>Prairies exten-</i> <i>sives sur terres</i> <i>assolées gelées</i>	1'104	2'003	2'804	4'805	6'841	8'245	6'642	5'712			
Jachères florales		77	79	154	256	380	746	1'315	1'961	2'283	2'423
Jachères tournantes							328	1'019	1'281	1'325	1'311
Bandes culturales extensives							59	48	44	35	31
Pâturages extensifs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	11'910	12'840	13'912	14'647	15'174
Pâturages boisés	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'772	1'677	1'626	1'572	1'592
Surfaces viticoles à haute bio- diversité	nd	nd	nd	nd	nd	nd	132	128	116	134	120
Haies, bosquets et berges boisées (sans ourlet)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'562	835	676	612	660
Surfaces rudérales	nd	nd	nd	nd	nd	nd	117	123	571	125	206
Chemins naturels non stabilisés	nd	nd	nd	nd	nd	nd	398	382	375	365	365
Fossés humides, mares, étangs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	280	270	278	289	284
Murs de pierres sèches	nd	nd	nd	nd	nd	nd	366	352	54	55	52
Autres SCE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'374	949	1'180	1'435	1'110
Total des SCE ,surface'							107'219	110'415	111'681	114'764	116'449
SCE de type ,arbre', en 1000											
Arbres fruitiers haute-tige (avec contributions)	1'904	2'139	2'224	2'398	2'487	2'517	2'463	2'471	2'441	2'420	2'412
Arbres fruitiers haute-tige (sans contributions)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	138	163	71	72	67
Arbres isolés indigènes	nd	nd	nd	nd	nd	nd	65	92	101	106	92
Total des SCE ,arbres'							2'667	2'726	2'613	2'597	2'571

nd = statistiques non disponibles.



	Jura et Randen	Bassin lémanique et rhéan	Plateau occidental	Plateau oriental	Préalpes	Alpes septentrionales	Alpes centrales occident.	Alpes centrales orientales	Alpes méridionales	Tessin méridional
Autes SCE imputables (sans contributions)	1'951	233	626	363	216	301	436	195	26	73
Jachères tournantes	257	440	352	186	2	41	2	7	0	19
Haies, bosquets et berges boisées	570	324	748	438	108	93	33	15	0	5
Jachères florales	447	638	848	385	9	55	14	10	0	15
Prairies à litière	74	82	148	2'364	1'553	2'539	8	20	11	28
Pâturages extensifs	4'172	989	1'958	1'632	1'187	1'814	2'777	113	244	281
Prairies peu intensives	5'079	952	6'603	3'237	2'845	5'066	3'005	7'271	893	311
Prairies extensives	7'020	5'371	10'095	9'224	2'612	8'221	1'110	4'111	435	468

Figure 2:
Distribution des SCE
dans les différentes
régions biogéog-
raphiques en 2003.
Surfaces en hectares.

Table 4. Distributions des arbres (nombre total d'arbres et nombre d'arbres par hectare de SAU) dans les régions biogéographiques en 2003.

Régions biogéographiques	Arbres*	Arbres par ha SAU
Alpes centrales orientales	15'847	0,39
Alpes méridionales	6'294	0,79
Alpes centrales occidentales	54'682	1,67
Alpes septentrionales	241'881	1,80
Bassin lémanique et rhéan	170'659	1,85
Tessin méridional	17'009	2,04
Plateau occidental	600'095	2,24
Jura et Randen	394'232	2,25
Préalpes	205'401	2,29
Plateau oriental	864'816	4,00

* Types 8a, 8b et 9

tentrionales (14 %) et du plateau oriental (13,3 %). Les SCE appropriées aux terres assolées et les haies, bosquets et berges boisées entrent de manière non négligeable dans la composition de la CE de la moitié nord de la suisse, essentiellement à l'ouest, avec un maximum de 7 % de la CE dévolu aux jachères florales dans le bassin lémanique et rhéan. Enfin, les autres SCE entrent pour près de 10 % de la CE de la région du Jura et Randen: cela est lié aux pâturages boisés, forme d'exploitation traditionnelle typique du Jura. Les arbres sont quant à eux présents principalement dans le plateau oriental et occidental (Tab. 4).

Distribution des SCE dans les différentes zones de production

La CE de la plaine est largement dominée par les *prairies extensives* et les SCE dévolues aux terres assolées, mais les *prairies peu intensives* prédominent dans la région de montagne (Tab. 5). La CE représente une surface totale similaire dans les deux régions, mais des pourcentages de la SAU fort différents. Ainsi, la CE représente moins de 10 % de la SAU de la région de plaine, pour une surface totale de 57'118 ha en 2003 ; l'objectif de politique agricole de 65'000 ha pour cette région n'est donc pas atteint. L'examen du développement de la CE dans le temps en région de plaine montre qu'il est peu probable que cet objectif soit atteint en 2005 (Fig. 3).

Âge des SCE

Les durées minimales prescrites sont différenciées selon les différents types de SCE (Tab. 2). Dans le cas des prairies, une durée minimale de 6 ans sur un même emplacement est requise. Les prairies sont généralement exploitées et fertilisées de manière conventionnelle avant leur conversion en SCE; il serait donc avantageux de ne pas changer leur emplacement après les six années, une période prolongée de fertilisation limitée étant nécessaire afin d'amaigrir les sols riches en azote. Les données de l'OFAG ne permettant pas d'étudier l'âge des SCE à la l'échelle de la Suisse, cette problématique a été analysée dans les trois zones d'études de cas (voir chapitre 6.1). Les SCE de trois régions à vocation agronomique différente ont été suivies entre 1997 et 2003: la région de grandes cultures du Rafzerfeld, la région à vocation mixte 'culture – herbages' de Nuvilly/Combremont-le-Grand, et la région orientée herbages de Ruswil/Buttisholz. Dans chacune des régions, les changements intervenus ont été enregistrés annuellement auprès des préposés aux cultures : l'année d'inscrip-

Table 5. Distribution des surfaces de compensation écologique dans les zones de production en 2003.

Types de SCE	Zones			
	Grandes cult. / intermédiaires	Collines	Montagne I & II	Montagne III & IV
<i>Prairies extensives</i>	24'110	6'206	8'254	10'125
Surfaces à litière	1'831	651	3'375	972
Haies, bosquets et berges boisées (avec ourlet)	1'326	452	500	57
<i>Prairies peu intensives</i>	7'583	4'156	9'064	14'458
Jachères florales	2'070	338	14	0
Jachères tournantes	1'121	185	5	0
Bandes culturales extensives	25	6	0	0
Pâturages extensifs	3'698	1'700	5'747	4'028
Pâturages boisés	47	10	1'422	113
Surfaces viticoles à haute biodiversité	90	22	7	1
Haies, bosquets et berges boisées (sans ourlet)	273	106	251	29
Surfaces rudérales	120	11	59	15
Chemins naturels non stabilisés	239	51	64	11
Fossés humides, mares, étangs	184	26	51	23
Murs de pierres sèches	24	6	11	12
Autres SCE	403	48	377	283
Total	43'146	13'973	29'202	30'129
Total (% de la SAU) – région de	plaine 57'118 (8,8%)		montagne 59'331 (14,2%)	
Arbres				
Arbres fruitiers haute-tige	1'216'925	568'758	547'518	79'152
Arbres fruitiers haute-tige (sans contributions)	32'901	6'392	20'327	7'799
Arbres isolés indigènes	45'843	11'916	28'012	5'866

tion et, le cas échéant, l'année de cessation de chacune des SCE ont été relevées. L'évolution d'un petit nombre de SCE a pu être suivie dès l'introduction de la mesure en 1993.

Dans toutes les régions, la proportion des SCE de plus de six ans a augmenté pour représenter en 2003 près de 30 % des SCE au Rafzerfeld et à Ruswil/Buttisholz, et 60 % des SCE à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Fig. 4). Si l'on considère plus particulièrement les *prairies extensives* et *peu intensives*, près de 30 % des prairies SCE étaient âgées de plus de six ans à Ruswil/Buttisholz en 2003. Au Rafzerfeld, les proportions de prairies âgées de plus de six ans étaient de 50 % dans le cas des *prairies extensives* et seulement de 10 % dans le cas des *prairies peu intensives* en 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand, plus de 60 % des *prairies extensives* et 50 % des *prairies peu intensives* étaient âgées de plus de 6 ans en 2003.

Le nombre croissant de SCE dépassant l'âge de six ans montre que ces surfaces restent relativement stables une fois inscrites. La Figure 5 montre que plus de 90 % des SCE de Ruswil/Buttisholz présentes en 1997 existaient toujours en 2003. Ces surfaces ne représentaient que 50 % des SCE présentes en 2003, ce qui signifie que les premières surfaces inscrites sont restées stables, et qu'il y a eu un apport important de nouvelles surfaces entre 1997 et 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand par contre, plus de 80 % des SCE présentes en 1998 existaient encore en 2003 et représentaient environ 80 % des SCE de 2003. Cela indique que la surface actuelle de SCE avait pratiquement été atteinte au début des investigations et que les SCE sont restées stables. Au Rafzerfeld également, l'augmentation des surfaces entre 1997 et 2003 n'a pas été spectaculaire. Dans cette région, les SCE ont été déplacées plus fréquemment au cours des sept ans de suivi. Cela s'explique par le caractère arable de cette région, où de nombreuses SCE, dont les jachères notamment, sont intégrées dans la rotation des cultures. Ainsi, les observations entre 2000 et 2003 montrent que de nombreuses jachères florales arrivant au terme de leur durée minimale d'entretien ont été remplacées par des cultures, alors que de nouvelles jachères ont été établies à des endroits différents.

Les SCE les plus stables sont les *prairies extensives*. Les différences de dynamique entre les régions sont encore plus accentuées si l'on ne considère que les *prairies extensives* et les *prairies peu intensives*: à Ruswil/Buttisholz, 94,6 % des *prairies extensives* qui existaient en 1997 étaient toujours présentes en 2003. Les surfaces de CE, en particulier les *prairies extensives*, ayant fortement augmenté durant ce laps de temps, les SCE stables ne constituaient plus que 44,2 % des *prairies extensives* en 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand, où l'augmentation des SCE a été très faible, 85,2 % des *prairies extensives* présentes en 1998 existaient encore en 2003, représentant 93 % des *prairies extensives* de 2003. Au Rafzerfeld, près de la moitié des *prairies extensives* est restée stable. Une grande partie des *prairies peu intensives* a été convertie en *prairies extensives*, l'autre partie restant très stable.

Localisation spatiale des SCE

La valeur écologique des SCE ne dépend pas seulement de leur âge mais aussi de leur situation spatiale. Ainsi, pour contribuer à la diversité des habitats dans un paysage, les SCE ne doivent pas seulement être exposées Nord, sur des parcelles pentues et en lisière de forêt, mais représenter une diversité de situations en termes de pente, d'exposition et de localisation par rapport à la forêt. En outre, les SCE situées au bord d'une rivière ou d'un ruisseau seraient plus favorables à la protection de la qualité des eaux.

Dans la partie 'Monitoring plateau Suisse' du projet évaluation (chapitre 4) les SCE observées dans 33 communes du plateau central ont été digitalisées. Nous avons analysé la position spatiale de 1'035 de ces SCE par rapport au modèle de terrain en termes de pente et d'exposition, et par rapport aux forêts et ruisseaux de la carte digitale topographique de la suisse (vector 25, licence nr. DV002208.1) (Herzog *et al.* 2005).

Pour analyser les effets de l'exposition et de la pente des SCE, les cartes des SCE ainsi que la carte de la SAU ont été superposées avec le modèle de terrain digital regroupé en classes

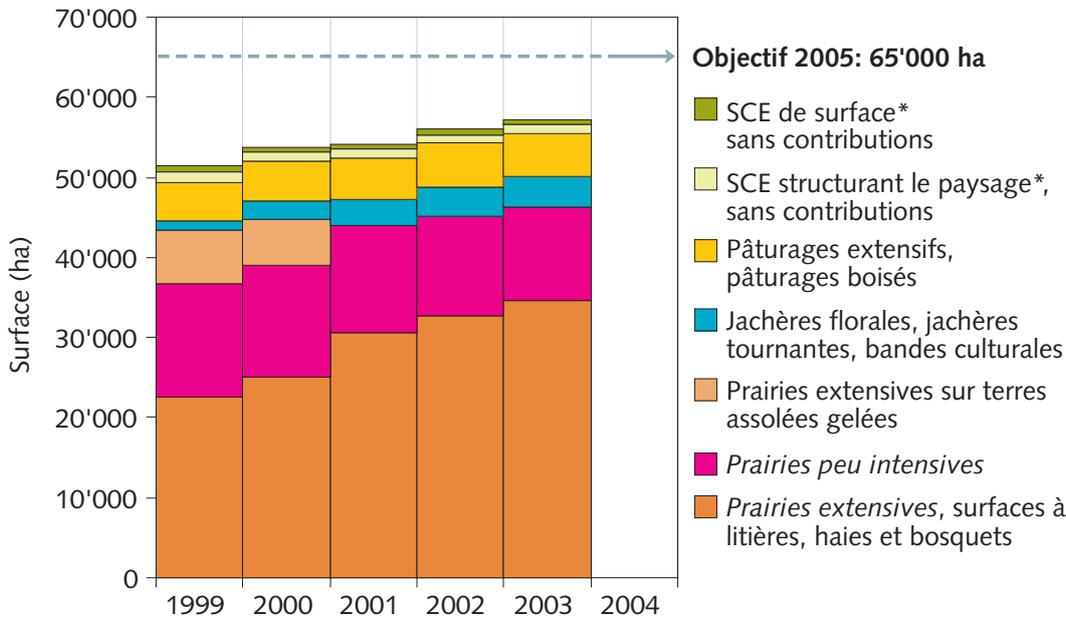


Figure 3/à gauche: Evolution de la composition de la compensation écologique en région de plaine. * voir Table 2.

Figure 4/au milieu: Proportion de toutes les SCE dans les différentes catégories d'âge en 1998, 2000 et 2003 dans les trois régions étudiées.

d'exposition et de pente. Les proportions de SCE et de SAU par classe d'exposition et de pente ont été calculées et ont été comparées dans chaque commune avec les proportions correspondantes de SAU par un test de t pour échantillons appariés.

Afin de comparer la distance minimale des SCE à la forêt et aux ruisseaux avec la distance de la SAU aux mêmes éléments, les cartes des forêts, des ruisseaux, des SCE et de la SAU des 33 communes ont été converties en fichier ESRI Grid avec une taille de pixel de 1 m. Pour chaque pixel de SCE et de SAU, les distances euclidiennes à la forêt et aux ruisseaux les plus proches ont été calculées. La distance minimale de chaque SCE par rapport à la forêt et aux ruisseaux a ensuite été calculée et regroupée selon différentes classes de distance (Tab. 7). La distance de la SAU à la forêt et aux ruisseaux a été regroupée selon les mêmes classes de distance que pour les SCE. Enfin, les proportions de SCE et de SAU par classe de distance ont été comparées pour chaque commune par un test de t pour échantillons appariés.

L'exposition des SCE

Les SCE présentent une exposition similaire à celle de la SAU. Par conséquent, l'hypothèse d'une exposition Nord plus fréquente des SCE n'est pas vérifiée, et ce quelques soient la région biogéographique et la zone de production.

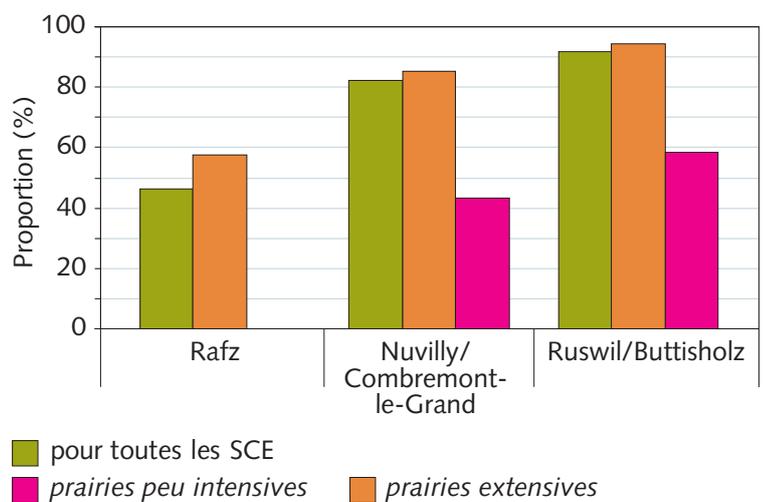
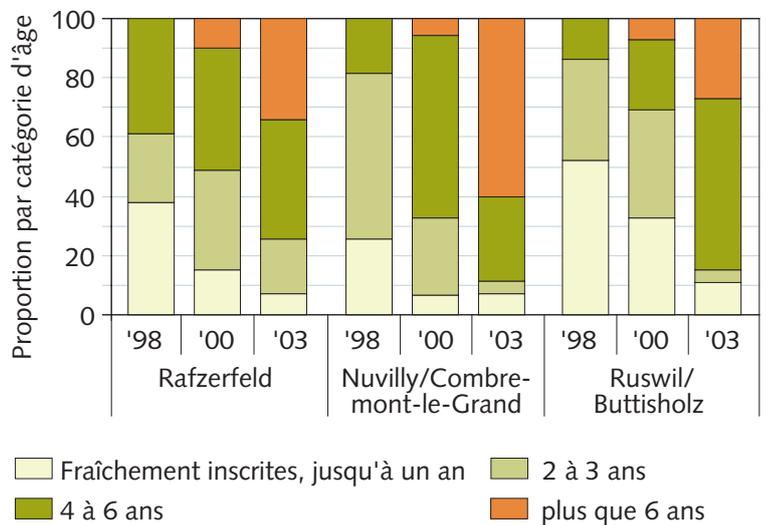


Figure 5: Proportion des SCE qui existaient 1997 et 2003 par rapport à la surface totale des SCE de 1997 (1998 pour Nuvilly/Combremont-le-Grand) dans les trois régions étudiées.

Table 6. Comparaison entre les SCE et la SAU concernant la pente.

Pente (degrés) Région biogéographique	0 – 3	3,1 – 6	6,1 – 9	9,1 – 12	> 12
Plateau oriental	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Plateau occidental	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Bassin lémanique et rhéan	ns	ns	s (-)	ns	ns

ns = non significatif $p > 0.05$, s = significatif $p < 0.05$, (+) = plus fréquent, (-) = moins fréquent.

Table 7. Comparaison entre les SCE et la SAU concernant la distance par rapport à la forêt.

Distance à la forêt (m) Région biogéographique	0 – 10	10,1 – 50	50,1 – 150	150,1 – 250	250,1 – 500	>500
Plateau oriental	s (+)	s (+)	s (-)	s (-)	ns	ns
Plateau occidental	s (+)	s (+)	ns	s (-)	s (-)	ns
Bassin lémanique et rhéan	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Toutes les régions ensemble	s (+)	s (+)	s (-)	s (-)	s (-)	ns

ns = non significatif $p > 0.05$, s = significatif $p < 0.05$, (+) = plus fréquent, (-) = moins fréquent.

La pente des SCE

Les SCE sont caractérisées par une pente différente de celle de la SAU : les SCE sont plus fréquemment situées sur des pentes entre 6° et 9° en comparaison de la SAU, tandis que sur le plateau oriental et occidental, elles sont plus fréquentes sur une pente de plus que 12° en comparaison de la SAU (Tab. 6). Les proportions de SCE et de SAU dans la classe de pente de moins de 6° sont les mêmes. La zone de production n'a aucune influence sur la distribution des SCE en relation avec la pente.

La distance des SCE à la forêt la plus proche

Dans deux des trois régions biogéographiques, ainsi qu'au sein du plateau oriental et du plateau occidental, les SCE sont significativement situées plus fréquemment à une distance à la forêt inférieure ou égale à 50 m en comparaison de la SAU. Au contraire, elles sont situées moins fréquemment à une distance de 50 à 500 m à la forêt en comparaison de la SAU (Tab. 7). La zone de production n'a aucune influence sur la distribution des SCE en relation avec la distance à la forêt.

La distance des SCE au ruisseau plus proche

En comparaison de la SAU, les SCE ne sont pas significativement plus ou moins fréquentes dans une des classes de distance aux ruisseaux. Il existe de grandes variations de situations entre les communes. Cela reste difficile à expliquer. La région biogéographique et la zone de production n'influencent pas la distribution des SCE en relation avec la distance aux ruisseaux.

Conclusions

Lors des différentes étapes d'introduction du système des paiements directs entre 1993 et 2005, le Conseil Fédéral s'est fixé comme objectif l'installation de 65'000 ha de surfaces de compensation écologique en région de plaine et de 108'000 ha sur l'ensemble de la surface agricole suisse. Si ce dernier objectif a d'ores et déjà été largement atteint, force est de constater que celui des 65'000 hectares de CE jugés nécessaires à la revitalisation de l'espace agricole en région de plaine ne sera pas atteint en 2005. La croissance de SCE, massivement influencée par le taux de participation aux PER, est actuellement d'environ 1'000 ha par an

en région de plaine; dans les conditions actuelles, il faudra donc attendre la fin de la décennie pour parvenir à cet objectif.

L'évolution dans le temps de la composition de la compensation écologique dans les herbages montre un accroissement quasi linéaire de la quantité de *prairies extensives*, et, depuis 1998, une baisse de la quantité de *prairies peu intensives*. Tout laisse penser qu'un transfert s'opère entre ces deux types dès que les 6 années minimales d'utilisation se sont écoulées, résultant en une prédominance des *prairies extensives* dans la composition actuelle de la CE. Sur le reste de la SAU, les jachères florales présentent un taux d'accroissement spectaculaire et représentent actuellement près de 0,6 % de l'ensemble des surfaces assolées suisse. En ce qui concerne la distribution spatiale des SCE, la surface de SCE en 2003 est quasiment la même en plaine et en montagne, c'est à dire un peu moins de 60'000 ha. Cela se traduit cependant par des proportions différentes de la SAU de ces régions (8,8 % pour la plaine contre 14,2 % pour la montagne). La distribution des types de SCE est différente d'une région biogéographique à l'autre : les *prairies extensives* dominent la composition de la CE dans la région du Bassin lémanique et rhénan, alors que la CE dans les Alpes centrales orientales est principalement composée de *prairies peu intensives*. Les jachères florales représentent un maximum de 7 % de la CE dans la région du Bassin lémanique et rhénan, et les arbres sont présents avant tout sur les deux parties du plateau suisse.

A l'échelle de la parcelle, les études dans les trois régions ont permis d'analyser l'évolution des SCE dans le temps (durée) et leur distribution dans l'espace (positionnement préférentiel de mise en place). Une relative constance dans la durée et l'emplacement des SCE a pu être observée. Au niveau de leur exposition par rapport aux points cardinaux, les SCE ne se différencient pas du reste de la SAU. Elles sont cependant placées sur des terrains relativement plats ou sur des pentes prononcées. Souvent, elles sont proches des bordures de forêt, mais pas particulièrement à proximité des cours d'eau.

Bibliographie

- Feuille fédérale, 1992. Message concernant la modification de la loi sur l'agriculture du 27 janvier 1992. Chancellerie fédérale, FF II (92.010), 1–143.
- Feuille fédérale, 1996. Message concernant la réforme de la politique agricole: Deuxième étape (Politique agricole 2002) du 26 juin 1996. Chancellerie fédérale, FF IV (96.060), 1–481.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189-204.
- OFAG, 1999. Paiements directs versés à l'agriculture en 1998. Office Fédéral de l'Agriculture, Berne, 112p.
- SRVA et LBL, 2001. Compensation écologique dans l'exploitation agricole: Conditions – contributions – ... suggestions. 12p.



Partie II:
Programme d'évaluation du
Plateau suisse

Zones test étudiées:

- ▲ 1998–1999 et 2002–2003
- 2000–2001
- Études de cas

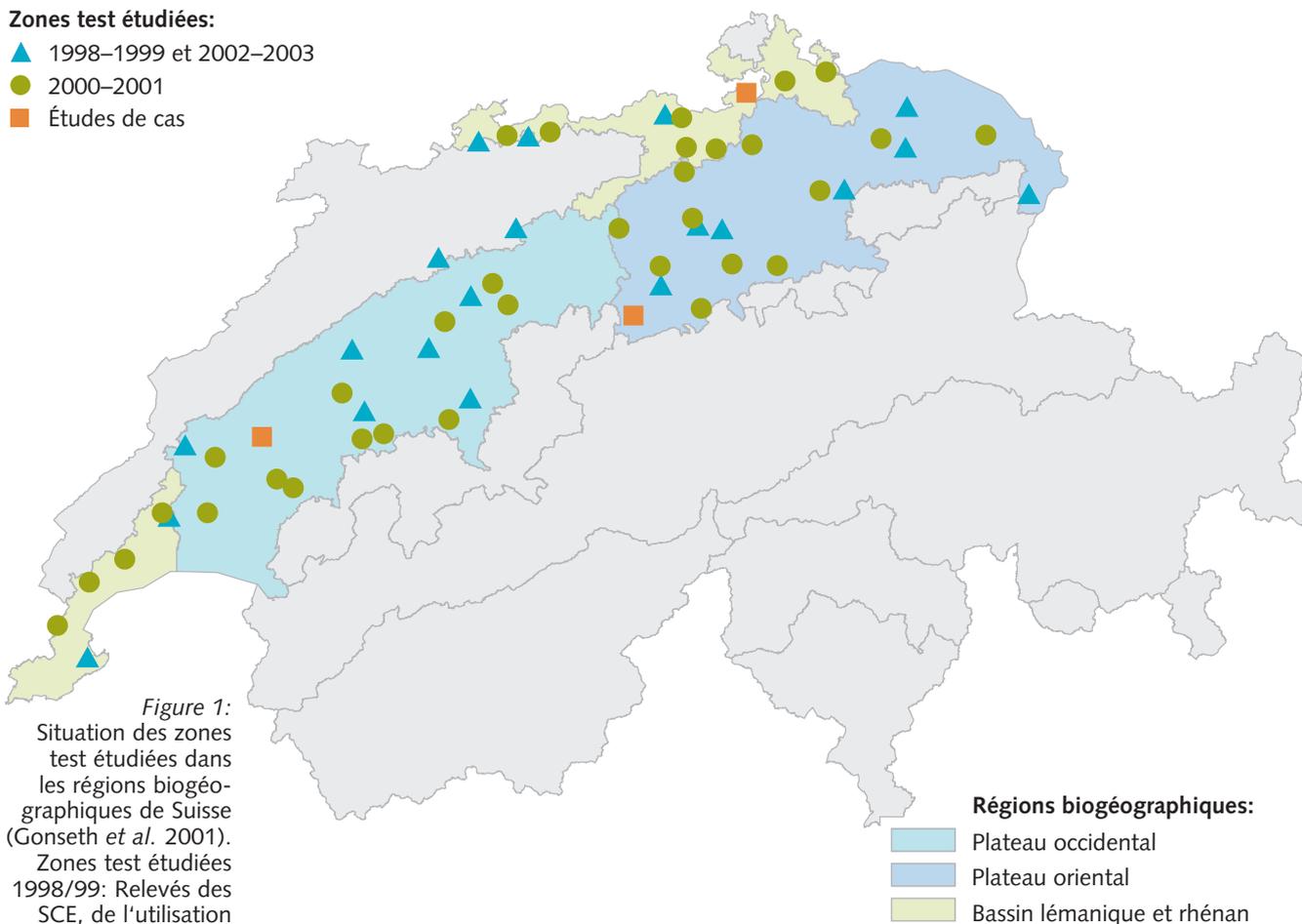


Figure 1: Situation des zones test étudiées dans les régions biogéographiques de Suisse (Gonseth *et al.* 2001). Zones test étudiées 1998/99: Relevés des SCE, de l'utilisation du sol, des éléments du paysage proches d'un état naturel et des oiseaux nicheurs. Zones test étudiées 2000/01: Relevés des SCE et de la végétation.

Données sur les limites des communes: BFS Geostat
Régions biogéographiques: BFS Geostat/BUWAL

Régions biogéographiques:

- Plateau occidental
- Plateau oriental
- Bassin lémanique et rhénan

4 Les zones test étudiées lors du «monitoring sur le Plateau»

Suzanne Dreier, Lukas Kohli, Gabriela Hofer, Beatrice Schüpbach et Franz Bigler

Entre 1998 et 2003, le sous-projet «évaluation biodiversité, monitoring sur le Plateau» a consisté en une étude des surfaces de compensation écologique ayant droit aux subventions dans 56 zones test étudiées du Plateau suisse. Des recensements d'oiseaux nicheurs ont été faits dans 23 de ces zones test. La végétation a été considérée comme indicatrice de la biodiversité au niveau de la parcelle, les oiseaux nicheurs ayant le rôle d'indicateur pour la biodiversité au niveau du paysage. L'inventaire de la végétation de plus de 2'000 surfaces de compensation écologique permet des affirmations représentatives sur leur état dans trois régions biogéographiques et deux zones de production.

Dans le cadre de «l'évaluation des mesures écologiques de la Confédération – domaine biodiversité», Agroscope FAL Reckenholz, en collaboration avec la station ornithologique suisse de Sempach, a étudié dans un sous-projet «monitoring sur le Plateau» les effets des mesures écologiques dans l'agriculture sur la biodiversité. Ce sous-projet a permis d'obtenir un aperçu de la répartition spatiale (Chap. 3), et de la qualité des surfaces de compensation écologique (SCE) (Chap. 5.1, 5.2 et 5.3), ainsi que des résultats de l'effet des SCE sur les populations d'oiseaux nicheurs (Chap. 7).

La composition de la végétation nous renseigne sur l'intensité de l'exploitation (Dietl 1994, Dietl et Grünig 2003) et, du point de vue de la faune, est aussi une mesure de référence appropriée pour la biodiversité (Duelli et Obrist 1998). Les oiseaux sont des indicateurs de l'état écologique et des modifications du paysage (Pfister et Birrer 1997). Le projet «monitoring sur le Plateau» est complété par des analyses approfondies sur les arthropodes

Suzanne Dreier,
Gabriela Hofer,
Beatrice Schüpbach
et Franz Bigler,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich
Lukas Kohli,
Station ornithologique suisse,
CH-6204 Sempach

(Chap. 6) dans trois études de cas dans les régions de Rafzerfeld (ZH), Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR-VD) et Ruswil/Buttisholz (LU).

Choix des zones test étudiées

Les études sont limitées au Plateau suisse. En raison des conditions climatiques et environnementales, le potentiel d'une grande diversité d'espèces est particulièrement grand sur le Plateau (Schmid *et al.* 1998). De plus, les conflits liés à l'exploitation y sont les plus fréquents. La production agricole a été fortement intensifiée, les agglomérations, l'industrie et les infrastructures s'étendent continuellement et les quelques zones proches d'un état naturel sont souvent utilisées comme lieu de détente et de loisirs (Koeppel *et al.* 1991, Roth *et al.* 1994, Roth *et al.* 2001). Par conséquent, de nombreux biotopes pour la faune et les plantes sauvages de plaine ont disparu, ou leur qualité a été altérée. De ce fait, le besoin en éléments proches d'un état naturel supplémentaires est particulièrement important (Broggi et Schlegel 1989) et la création de SCE est d'une importance majeure dans ces régions. Les moyens financiers à disposition ont également été déterminants pour la limitation de l'étude au seul Plateau. Par conséquent, aucune affirmation ne peut être faite pour les régions de montagne et le Jura, même si ces régions représentent un bon tiers de la surface agricole utile (OFAG 2001) et sont importantes pour la biodiversité en Suisse.

Sur les 56 zones test réparties sur tout le Plateau (Fig. 1), un premier groupe de 20 zones a été choisi en 1998 et 1999, complété par trois zones d'études de cas choisies afin d'y représenter les trois principaux types de production agricole: grandes cultures, cultures fourragères, et agriculture mixte.

Afin de pouvoir rencontrer les espèces typiques d'oiseaux nicheurs en nombre représentatif dans le paysage ouvert et semi ouvert des zones test étudiées, un minimum de 400 ha de surface agricole ont été nécessaires. Au cours des études de 1998 et 1999, les oiseaux typiques des paysages cultivés, l'utilisation agricole, les éléments proches d'un état naturel (Lebensrauminventar; Kohli et Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004) et les SCE ont été inventoriés, en dehors des zones habitées et des forêts. Ces inventaires ont été répétés après quatre ans. Les études de cas ont été étudiées chaque année, mais seuls deux ensembles de données ont été considérés pour l'analyse (Fig. 1).

En 2000 et 2001, sept zones test de chacune des trois régions biogéographiques (Wohlgemuth 1996, Gonseth *et al.* 2001) «Plateau occidental», «Plateau oriental» ainsi que le «Bassin lémanique et rhénan» ont été choisies selon un échantillonnage stratifié dans la zone de grandes cultures et quatre zones test de chaque région dans la zone de collines. Six sites d'étude étendus ont été obtenus en combinant ces trois régions biogéographiques avec les deux zones de production (Tab. 1). Cette méthode a permis d'effectuer des analyses pour chacun des sites et de les différencier. Les résultats de l'ensemble du «Plateau» ont été pondérés et additionnés sur la base des résultats individuels des sites étudiés en fonction de la proportion des types de SCE par site d'étude (Base de donnée: AGIS 2002).

Cartographie des surfaces de compensation écologique

La position spatiale des SCE ayant droit aux subventions selon l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD, Conseil fédéral 1998) a été établie à l'aide des Offices agricoles cantonaux et des préposés à la culture des champs et reportée sur des cartes (1:5'000). Les conditions du milieu et les structures ont été documentées, et une liste des plantes a été établie pour les *prairies extensives*, les *prairies peu intensives*, les surfaces à litière et les haies annoncées comme SCE. Les vergers haute tige sont généralement annoncés d'une manière globale et sans données sur les parcelles et ils ne peuvent donc pas être attribués à une parcelle en particulier. Il a donc fallu délimiter les vergers dans chaque zone test sur la base d'images aériennes (Source des données: Luftbild Schweiz). Dans chaque zone test étudiée,

Tableau 1. Zones test étudiées pendant les années 1998 à 2003, réparties selon les régions biogéographiques, les zones de production agricoles et caractérisation de l'utilisation (Base de donnée: AGIS 1998).

Zone de production	Serie	Région biogéographique			
		Plateau occidental	Plateau oriental	Bassin lémanique et rhéan	
Zones de grandes cultures et intermédiaires	1998/2002	Düdingen FR	Altstätten SG	Reinach BL	
		Münsingen BE	Weinfelden TG		
		Utzenstorf BE	Aristau AG		
		Selzach SO*			
		Müntschemier BE			
		Method VD			
	1999/2003	Kirchlindach BE	Hildisrieden LU	Döttingen AG	
		Oensingen SO	Zuzwil SG	Gollion VD	
			Affoltern a.A. ZH	Meinier GE	
	2000	Courlevon VD	Roggwil TG	Pratteln BL	
		Bretigny-s.-M. VD	Steinhausen ZG	Senarclens VD	
		Ursins VD			
	2001	Billens-Hennens FR	Oberrohrdorf AG	Coinsins VD	
		Heinrichswil-Winistorf SO	Pfäffikon ZH	Wagenhausen TG	
		Pierrafortscha FR	Bettwiesen TG	Bougy-Villars VD	
		Iffwil SO	Besenbüren AG	Chavannes-d.-B. VD	
		Winkel ZH	Trüllikon ZH		
Zone des collines	1999/2003		Bauma ZH	Arisdorf BL*	
	2000	Rümligen BE	Schlossrued AG		
			Herlisberg LU		
			Dierikon LU		
	2001	Alterswil FR	Schönenberg ZH	Ennetbaden AG	
		Wynigen BE		Maisprach BL	
		Villariaz FR		Regensberg ZH	
				Baldingen AG	
	Etudes spécifiques	1998–2003	Nuvilly/Combremont-le-G.	Ruswil/Buttisholz	Rafzerfeld

Gris clair = essentiellement fourrage; vert clair = Proportion grandes cultures/fourrage équilibrée;
gris foncé = essentiellement grandes cultures

*Selon les nouvelles répartitions en zones biogéographiques (Gonseth *et al.* 2001), ces zones sont attribuées à la zone «Jura».

cinq vergers haute tige avec au moins six arbres ont été choisis au hasard, contrôlés et cartographiés. Entre 1998 et 2001, 2'300 prairies, 104 surfaces à litière, 363 haies et 187 vergers haute tige ont été cartographiés et décrits. Les données récoltées sur les 1'600 SCE des 33 zones test choisies selon un échantillonnage stratifié ont été complétées par les données récoltées en 1998 et 1999 sur les haies et les vergers. Ainsi des données représentatives pour les six grands sites d'étude et pour l'ensemble du Plateau (Tab. 1) ont pu être obtenues. La saison de cartographie pour les prairies s'est étalée de fin avril jusqu'au 15 juin (première date de coupe des prairies en compensation écologique pour la région de plaine) et s'est étendue jusqu'à fin septembre pour les autres éléments. Les données concernant les surfaces pour les résultats présentés dans les chapitres 5.1, 5.2 et 5.3 se rapportent à des valeurs récoltées sur place et digitalisées ensuite sur SIG (Système d'information géographique), ce qui peut mener à des variations par rapport aux surfaces annoncées. Les types de SCE n'ayant pas droit aux contributions n'ont pas été considérés.

Prairies

En 1998 et 1999, la végétation des prairies annoncées comme SCE a été évaluée selon la méthode «Agrofutura» (Agrofutura 1996). Certains types de prairies (surfaces à litière, prairie humide, végétation des lisières) ne sont pas convenablement répertoriés avec cette méthode d'évaluation et, de plus, aucune information spécifique concernant la présence de certaines espèces, notamment les espèces de la *Liste rouge* et de la liste d'espèces de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE), n'y est mentionnée. Par conséquent, des listes d'espèces végétales de la végétation principale des SCE ont été relevées dans 33 zones test en 2000 et 2001 et l'apport de chaque espèce au rendement a été estimé. Les résultats sur l'état et la qualité des prairies sur le Plateau (Chap. 5) se basent sur les données relevées en 2000 et 2001.

Haies

Les haies annoncées comme SCE ont été cartographiées dans les zones test. Dans cinq d'entre elles, aucune haie n'était annoncée. La longueur des haies a été calculée à l'aide du SIG.

Vergers haute tige

La végétation au sol, les espèces d'arbres, leur âge estimé, la proportion de bois mort ainsi que les cavités dans les arbres ont été relevés dans cinq vergers choisis au hasard dans 38 zones test (les études de cas et 15 zones test avec moins de cinq vergers haute tige annoncés n'ont pas été examinés). La surface des vergers et leur distance par rapport aux SCE environnantes ont été calculées à l'aide du SIG.

Jachères florales

80 jachères florales, jachères tournantes et bandes culturales extensives ont été localisées, mais elles ne furent pas documentées par des listes d'espèces, en raison du programme de recherche de la FAL sur la qualité et la disposition des jachères florales (Eggenschwiler et Jacot 2001) (Chap. 5.4).

Evaluation de la qualité des SCE

Seules des affirmations sur l'état actuel des SCE peuvent être faites à partir des données récoltées. Etant donné que (à l'exception des haies) aucune surface de référence n'était disponible, nous avons choisi pour l'évaluation une approche normative en catégorisant la végétation en types d'intensité selon Dietl (1994, 1995). Les SCE avec une «bonne» qualité écologique ou un potentiel de retour des espèces ont été caractérisées selon les critères de l'OQE (Conseil fédéral 2001). Pour les prairies et les surfaces à litière, la présence du nombre nécessaire d'espèces indicatrices a été notée. Les structures exigées des bosquets et celles des arbres ont été étudiées dans les haies et les vergers haute tige et combinées avec d'autres critères de qualité comme les distances et la surface sur la base des informations des cartographies et du SIG. Nous avons testé, à l'aide d'une régression logistique pas à pas ascendante, si la part de SCE avec la qualité OQE était influencée par leur situation dans la région biogéographique et/ou par leur situation dans les zones de production agricole. L'influence de chaque paramètre sur la proportion des SCE de qualité a été calculée avec la valeur-test «Pearson χ^2 ». Si la variable «Zone de production agricole» montrait une influence significative sur les proportions de SCE avec qualité, la même analyse a été reproduite dans une deuxième étape, groupée par région biogéographique afin de découvrir dans quelle région cette influence a été particulièrement forte. Le seuil de significativité des tests a été corrigé selon Bonferroni en cas de comparaisons multiples.

Oiseaux nicheurs

Parmi les 99 espèces d'oiseaux nichant régulièrement sur les terres cultivées, 37 espèces ont été choisies comme indicateurs appropriés pour évaluer l'efficacité des SCE. Les méthodes d'inventaire et d'analyses sont décrites dans le chapitre 7.

Utilisation du sol et éléments du paysage proches d'un état naturel

En plus des SCE, l'utilisation agricole et tous les éléments du paysage proches d'un état naturel en dehors des zones d'habitation et de forêt ont été aussi caractérisés dans le cadre d'un inventaire des habitats dans les 23 zones test étudiées en 1998 et 1999 (Kohli et Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004). L'utilisation du sol a été cartographiée de mi-juin à mi-juillet. Pour les analyses, 28 types d'utilisation du sol ont été différenciés et regroupés dans les catégories suivantes: cultures, céréales, maïs, jachères, prairies, pâturages, arbres, vignes, surfaces proches d'un état naturel et surfaces agricoles non utilisées.

Le paysage peut être décrit d'un point de vue écologique grâce à l'inventaire des habitats (Pfister et Birrer 1990). Les éléments proches d'un état naturel inclus dans l'inventaire des habitats ne peuvent être qu'en partie annoncés comme SCE. Des éléments proches d'un état naturel comme les cours d'eau ne sont pas inclus dans la surface agricole utile et ne peuvent en conséquent pas être annoncés. Selon l'OPD, les étangs et les fossés ne donnent pas droit aux contributions. D'un autre côté, une partie des SCE ne présente pas une qualité suffisante pour pouvoir être incluse dans l'inventaire des habitats.

Caractérisation des régions étudiées

En ce qui concerne les chapitres sur la qualité des types de SCE et sur les oiseaux nicheurs, les sites étudiés (respectivement les régions et les zones) ont brièvement été caractérisés sur la base de données récoltées sur l'ensemble du territoire suisse. Une zone test comprenait ainsi 436 ha en moyenne (175 à 2'834 ha) avec une surface agricole utile moyenne de 256 ha (33 à 1'619 ha) (Base de données: BFS 1998, AGIS 2002).

Surfaces de compensation écologique dans les zones test étudiées

Dans 23 zones test étudiées en 1998 et 1999, la proportion des SCE ayant droit aux contributions par rapport à la surface cultivable (correspondant à la surface totale sans les forêts et les zones d'habitation) s'élevait, lors de la première campagne de mesures, à 7,1 % en moyenne. Dans les régions de grandes cultures, il y avait, avec une proportion de 5,2 %, moins de SCE que dans les régions de cultures fourragères où la proportion de SCE était de 8,9 % (ANOVA; $F_{2,40}=4,64$; $p=0,016$). La proportion moyenne est passée à 8,1 % lors de la deuxième campagne de mesures quatre ans plus tard. La surface de la plupart des types de SCE a augmenté, mais la plus grande augmentation a été constatée pour les *prairies extensives* (Type 1). L'augmentation moyenne de la surface des autres types de SCE a été très modeste avec un maximum de 0,3 % de la surface agricole. La seule diminution constatée entre la première et la deuxième campagne de mesures concerne les vergers haute tige (dans tous les types de production agricole) ainsi que les *prairies peu intensives* (Type 4) dans les régions de grandes cultures.

La proportion de SCE dans les 33 zones test étudiées en 2000 et 2001 atteignait selon les annonces des agriculteurs 8 % de la surface agricole utile (moyenne des six sites étudiés, selon le tableau 1: entre 4,9 % et 10,5 %) (Source de données: AGIS 2002). La proportion des différents types de SCE dans les six différents sites étudiés est représentée dans la figure 2. Un are par arbre a été compté pour le calcul de la surface des vergers haute tige. Les types de SCE les plus annoncés sont les prairies et les vergers haute tige, représentant 83 % des SCE: les deux types de prairies, *prairies extensives* (41,5 %) et *prairies peu intensives*

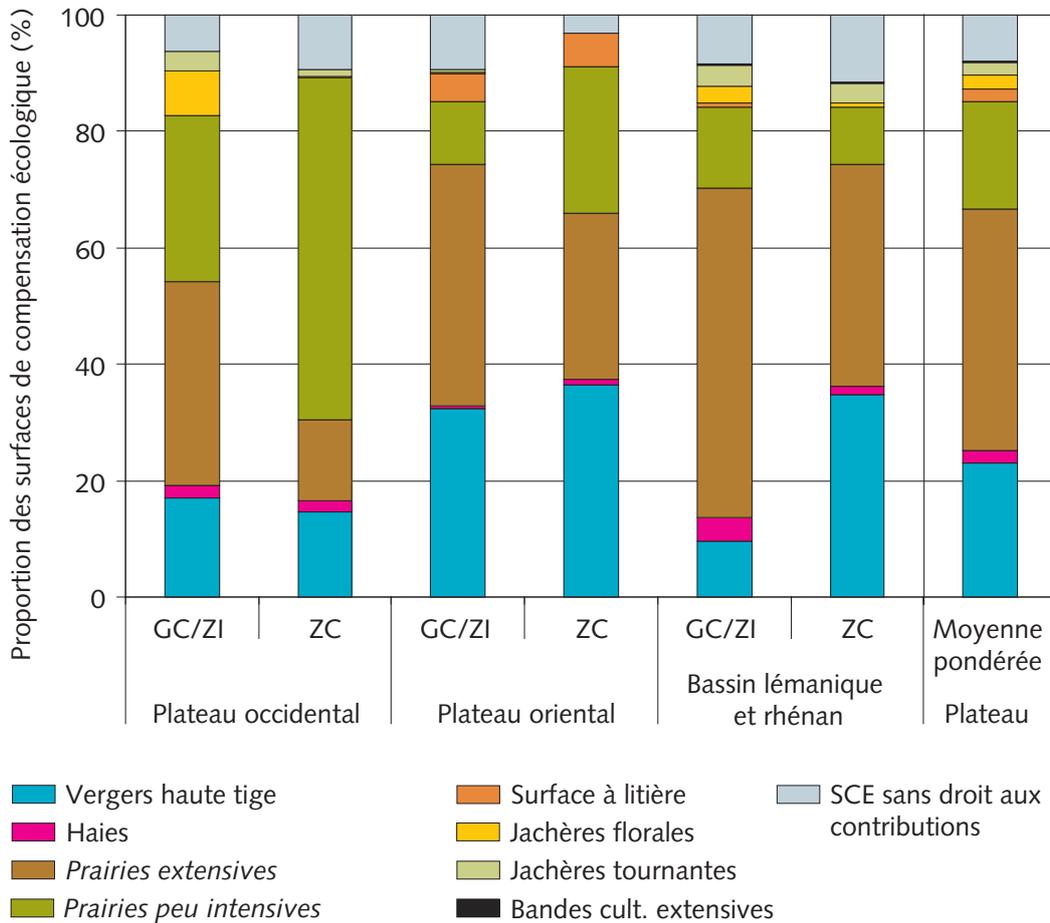


Figure 2: Proportions des surfaces des différents types de SCE dans 33 zones test étudiées lors des années 2000 et 2001 et importance des surfaces agricoles utiles par rapport aux espaces géographiques étudiés (Source de données: AGIS 2002). GC: Zone de grandes cultures, ZI: Zone intermédiaire, ZC: Zone de collines.

(18,4 %) représentent 60 % des SCE (48–73 %). Les vergers haute tige représentent 23 % des SCE (10–36 %). Les 17 % restants sont les surfaces à litière (2,2 %), les haies (2,0 %), les jachères tournantes (2,2 %), les jachères florales (2,5 %), les bandes culturales extensives (0,1 %) et les surfaces n'ayant pas droit aux contributions (8,0 %).

La répartition des types de SCE dans les sites étudiés correspond à celle des régions biogéographiques ou des zones de production du Plateau suisse (Chap. 3). Les plus fortes proportions de surface de *prairies extensives* dans la région du «Bassin lémanique et rhéan», ainsi que les plus grandes proportions de *prairies peu intensives* dans les zones de collines du Plateau, sont aussi observées dans nos sites. Les vergers haute tige sont également plus représentés dans la région du «Plateau oriental» que dans celle du «Plateau occidental». Des différences par rapport à la tendance générale sont constatées en ce qui concerne les grandes proportions de vergers haute tige dans la région du «Bassin lémanique et rhéan», ainsi que dans les proportions un peu plus élevées de jachères florales dans la région du «Plateau occidental». Dans le bilan général, les jachères florales sont aussi plus présentes dans la région du «Plateau occidental» et du «Bassin lémanique et rhéan» que dans les autres régions (Chap. 3).

Bibliographie

- Agrofutura, 1996. Wiesen-Kartierungsschlüssel. Frick.
- Broggi M.F. et Schlegel H., 1989. Nationale Prioritäten des ökologischen Ausgleichs im landwirtschaftlichen Talgebiet. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (éd.). Schriftenreihe Umwelt 306. 162 pp.
- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.

- Dietl W. et Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. Dans: Oppermann T. et Guyer H.-U. (éd.), Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55–65.
- Dietl W., 1994. Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4, 239–249.
- Duelli P. et Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. Biodiversity and Conservation 7, 297–309.
- Eggenschwiler L. et Jacot K., 2001. Einfluss von Saatmischungen und Schnitt auf die Vegetation von Brachen. Agrarforschung 8 (8), 306–311.
- Gonseth Y., Wohlgemuth T., Sansonnens B. et Buttler A., 2001. Les régions biogéographiques de la Suisse. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Umwelt Materialien 137. 47 pp.
- Hofer G., Herzog F., Spiess M. et Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. Agrarforschung 9 (4), 152–157.
- Koeppl H.D., Schmitt H.M. et Leiser F., 1991. Paysage sous pression – Transformation du paysage suisse: chiffres et interdépendances. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Kohli L. et Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- O FAG, 2001. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFS, 1998. Reflets de l'agriculture suisse. Neuchâtel, Office fédéral de la statistique.
- Pfister H.P. et Birrer S., 1990. Inventar naturnaher Lebensräume im Kanton Luzern. Anthos 29, 18–22.
- Pfister H.P. et Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35, 173–193.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. et Engel E., 2001. Le paysage sous pression, suite 2. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Roth U., Leiser F. et Schmitt H.M., 1994. Le paysage sous pression. Suite. Transformation du paysage suisse: chiffres et interdépendances. Période d'observation: 1978–1989. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. et Zbinden N., 1998. Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Distribution des oiseaux nicheurs en Suisse et au Liechtenstein en 1993–1996. Sempach, Station ornithologique suisse.
- Wohlgemuth T., 1996. Ein floristischer Ansatz zur biogeographischen Gliederung der Schweiz. Botanica Helvetica 106, 227–260.

5 La végétation des surfaces de compensation écologique du Plateau



5.1 Les prairies en compensation écologique

Suzanne Dreier et Gabriela Hofer

Près de 80 % des surfaces de compensation écologique (sans les vergers haute tige) sont des prairies. Les espèces de la *Liste rouge* étaient rares et n'ont été trouvées que dans 7 % des *prairies extensives* et dans 3 % des *prairies peu intensives*. La proportion de prairies en compensation écologique correspondant aux prairies de plaine riches en espèces (*Arrhenatherion*) était la plus grande dans la région biogéographique du «Bassin lémanique et rhéna». Toutefois, les prairies étaient souvent pauvres en espèces, ou leur composition spécifique correspondait à celle de prairies intensives. En évaluant les prairies selon les critères de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE), il est apparu que, sur le Plateau, 29 % des *prairies extensives* et 11 % des *prairies peu intensives* possédaient une bonne qualité écologique ou un potentiel de retour en prairies riches en espèces. Peu de prairies à litières ont été annoncées sur le Plateau. Leur végétation correspondait généralement à celle des prairies de marais et celle de prairies humides cultivées de façon traditionnelle. 82 % d'entre elles présentaient suffisamment d'espèces indicatrices de la liste d'espèces de l'OQE.

Figure 1:
Prairie à fromental
riche en espèces du
Plateau suisse
(Photo: Gabriela
Brändle).

Suzanne Dreier et
Gabriela Hofer,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Les prairies maigres riches en espèces, les prairies à fromental (légèrement humides) ainsi que les prairies humides permanentes étaient très répandues dans le paysage cultivé jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle. Ces associations végétales se sont développées pour donner des biotopes riches en espèces suite à une utilisation traditionnelle, pendant plusieurs décennies pour la production de foin et de foin à litière, et sous l'effet du pâturage. En plus, la topologie variable du terrain ainsi que les différentes conditions géologiques et climatiques sur une petite surface favorisent la diversité des types de prairies. Les communautés végétales de ces prairies ont été décrites par plusieurs auteurs (par ex. Stebler et Schröter 1892, Schneider 1954, Dietl 1995). La disparition de ces types de prairies et le recul conséquent des espèces caractéristiques de chaque biotope a été documenté (Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn 1987). Ce recul a été provoqué par les changements des modes d'exploitation, des techniques de récolte ainsi que par la baisse de la demande en foin à litière. Sur le Plateau, l'intensification de l'exploitation des prairies a provoqué une disparition quasi-totale des prairies riches en espèces au sein du paysage. Avec ces changements, de nombreuses espèces animales vivant dans les prairies riches en espèces ainsi que celles qui utilisent ces milieux ont été chassées de leur habitat. Aujourd'hui, une partie d'entre elles est déjà menacée de disparition.

Les divers types de prairies représentent 78 % de toutes les surfaces de compensation écologique (SCE, sans vergers haute tige). Avec 90'000 ha (dont 45'000 ha sur le Plateau) les prairies forment de loin la plus grande part des SCE annoncées dans le cadre des prestations écologiques requises (PER) (OFAG 2003). Annoncer une prairie comme SCE engage le respect de prescriptions d'exploitation. Les prairies SCE donnant droit aux contributions peuvent être réparties en trois types: *prairies extensives*, *prairies peu intensives* et surfaces à litière. L'Ordonnance sur les paiements directs (OPD, Conseil fédéral 1998) règle les prescriptions (par ex. sur l'exploitation et la durée du contrat) inhérentes ainsi que les contributions financières (Chap. 3).

Matériel et méthodes

Récolte des données dans les prairies SCE

En 2000 et 2001, la composition de la végétation de 1'410 prairies et surfaces à litière annoncées comme SCE a été cartographiée dans 33 communes du Plateau suisse choisies selon un échantillonnage stratifié (Chap. 4). Une liste d'espèces a été dressée dans la partie végétale homogène de ces prairies. Les espèces n'apparaissant que dans les lisières n'ont pas été considérées dans les analyses. Toutes les prairies ont été évaluées dans leur première pousse. La part du rendement des espèces dominantes a été estimée à partir d'une valeur de 10 %, les espèces dont n'apparaissent que des individus isolés ont été notées comme telles. Puisque la végétation des surfaces à litière a souvent été très hétérogène, les espèces ont été consignées dans les classes «dominante», «fréquente» «dispersée» et «isolée».

Le nombre d'espèces menacées ou potentiellement menacées dans les prairies SCE étudiées a été établi sur la base de la *Liste rouge* des fougères et plantes à fleurs menacées en Suisse (Moser *et al.* 2002).

Types et qualité des prairies SCE

Afin de pouvoir évaluer leur contribution à la diversité des habitats et des espèces, la composition spécifique actuelle des prairies SCE a été évaluée selon les types de prairies de cultures herbagères décrites par Dietl et Grünig (2003). Au cours de ces dernières décennies, Dietl (1994, 1995) a documenté d'une façon détaillée la végétation des cultures herbagères du Plateau suisse. Il décrit la diversité des types de prairies et les catégorise selon l'intensité de leur fumure et de leur exploitation.

L'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE, Conseil fédéral 2001) se base sur la présence d'un nombre minimal d'espèces de plantes caractéristiques par unité de surface pour

évaluer la qualité écologique des prairies. Ceci permet de différencier les prairies de qualité suffisante et celles de moindre qualité. En plus des prairies riches en espèces, les surfaces de qualité suffisante peuvent aussi être celles qui, en raison de leur composition botanique, présentent un potentiel d'amélioration. En zone de grandes cultures, les espèces de plantes utilisées pour la classification consistent en la flore indicatrice des prairies grasses (en général prairies à fromental, figure 1). La proportion réelle des surfaces de «bonne» qualité selon l'OQE est quelque peu surestimée car, selon les principes de cartographie OQE, seules des petites surfaces sont relevées tandis que, dans nos recherches, nous avons établi des listes d'espèces sur la surface totale des SCE. Afin de corriger ces surestimations, seules les espèces fréquemment présentes ou dominantes sur les différentes surfaces ont été considérées pour les analyses de données. Les espèces observées isolément n'ont pas été considérées dans les analyses. La part moyenne des prairies du Plateau, contenant des espèces de la *Liste rouge* ou correspondant aux critères de l'OQE, a été pondérée avec les parts des surfaces annoncées par type de prairie dans les zones d'étude (Base de données: AGIS 1999–2002) (Chap. 4). Ainsi, des valeurs moyennes pour les régions étudiées ont été calculées.

Prairies extensives (type 1a) et peu intensives (type 4)

Au total, 434 espèces ont été observées dans les *prairies extensives* (type 1a, 396 espèces) et dans les *prairies peu intensives* (type 4, 288 espèces) (Tab. 1). Les constances des espèces les plus fréquentes et de quelques espèces indicatrices typiques pour les *prairies extensives* (Dietl 1994, Conseil fédéral 2001) sont représentées dans la figure 2 pour les *prairies extensives* et *peu intensives* étudiées. 19 espèces étaient présentes dans plus de la moitié des relevés, ce qui signifie que leur constance était de plus de 50 %. Les espèces suivantes avaient la plus forte constance: le pâturin commun (*Poa trivialis*), le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*), la renoncule de Fries (*Ranunculus friesianus*), le trèfle violet (*Trifolium pratense*) et le pissenlit (*Taraxacum officinale*) (figure 2).

Ces espèces sont indicatrices de prairies sur sols riches en éléments nutritifs et cultivées intensivement. Toutes étaient présentes dans plus de 80 % des prairies. A l'exception de 57 espèces, toutes les espèces présentaient une constance de moins de 10 %. En tant qu'espèce caractéristique des prairies à fromental, la sauge des champs (*Salvia pratensis*) était présente dans 7 % des *prairies extensives* et dans 2 % des *prairies peu intensives*. Les espè-

Tableau 1. Quantité (Qut) et parts de surface (ha) des prairies extensives et peu intensives étudiées, par zone d'étude et pour l'ensemble du Plateau. Nombre d'espèces des Listes rouges nationales (CH) et régionales.

Région biogéographique	Zone	Prairies extensives (type 1a)							Prairies peu intensives (type 4)						
		Surfaces			Nombre d'espèces				Surfaces			Nombre d'espèces			
		Qut	ha	to-tal	Liste rouge				Qut	ha	to-tal	Liste rouge			
					CH		Régional					CH		Régional	
					Men	Pot	Men	Pot				Men	Pot	Men	Pot
Plateau occidental	ABZ/ÜZ	101	29	214	1	2	4	7	76	27	154	1	0	3	5
	HZ	123	36	215	1	1	3	9	128	61	187	1	1	1	4
Plateau oriental	ABZ/ÜZ	241	59	260	2	6	10	12	98	25	179	2	0	3	7
	HZ	54	17	185	2	2	3	10	62	20	141	0	1	1	6
Bassin lémanique et rhénan	ABZ/ÜZ	143	48	245	1	3	5	7	29	11	117	0	0	0	2
	HZ	62	19	206	0	5	5	12	26	9	124	0	1	1	6
Total Plateau		724	208	396	5	14	32	29	419	154	288	3	3	10	16

GC = Zone de grandes cultures, ZI = Zone intermédiaire, ZC = Zone des collines,
Men = Espèces menacées de la *Liste rouge*, Pot = Espèces potentiellement menacées

ces indicatrices des conditions sèches et maigres des prairies à fromental (*Arrhenatherion*) étaient plus constantes dans les *prairies extensives*. Par contre, les espèces indicatrices de milieux humides et riches en éléments nutritifs étaient plus constantes dans les *prairies peu intensives* (fig. 2).

Espèces menacées (*Listes rouges*)

Lors des relevés sur les *prairies extensives* et *peu intensives*, 8 espèces menacées (*Dactylorhiza maculata*, *Agrostemma githago*, *Alopecurus geniculatus*, *Carex riparia*, *Eruca sativa*, *Myosotis caespitosa*, *Ranunculus arvensis* et *Stellaria holostea*) ainsi que 17 espèces potentiellement menacées ont été observées (Moser *et al.* 2002) (Tab. 1). Le nombre d'observations d'espèces menacées variait entre une et sept, et, pour les espèces potentiellement menacées, entre une et trois observations par espèce. A l'échelle régionale, 39 espèces menacées ont été enregistrées. Des espèces menacées inscrites sur les *Listes rouges* régionales ont été observées dans 6,7 % des *prairies extensives* et dans 2,7 % des *prairies peu intensives* sur l'ensemble du Plateau. Dans la zone des collines de la région du «Bassin lémanique et rhéman» des espèces menacées ont été relevées dans 13,8 % des *prairies extensives*; cette proportion varie entre 8 et 10 % sur le «Plateau occidental» et dans la zone des grandes cultures du «Plateau Oriental». Les proportions dans les *prairies peu intensives* étaient nettement plus faibles et atteignaient dans certaines régions moins de 1 % (figure 3).

Les espèces potentiellement menacées ne se trouvent pas encore sur la *Liste rouge*, mais pourraient bientôt tomber dans la catégorie des espèces menacées si leur nombre continue à diminuer. Cette catégorie peut être interprétée comme «liste d'alerte». La présence de ces espèces indique une menace aiguë; la survie de ces espèces dépend de mesures de conservation (Moser *et al.* 2002). Les espèces de cette catégorie sont particulièrement plus fréquentes dans les prairies annoncées (Tab. 1). Nous les avons trouvées dans 18 % (9–41 %) des *prairies extensives* et dans 17 % (9–26 %) des *prairies peu intensives*. Ainsi, les prairies en compensation écologique sont importantes pour ces espèces afin de stabiliser leur population.

Types des prairies exploitées

Les parts de surface des types de prairies dans les zones d'études sont illustrées dans la figure 4. Sept types de prairies caractérisés selon leur intensité d'exploitation ont été différenciés (Dietl et Grünig 2003): (1) Prairies à fromental (*Arrhenatherion*) et (2) prairies humides (*Calthion*, *Molinion*), qui traditionnellement peuvent être utilisées deux à trois fois, (3) prairies à fromental ne contenant plus qu'un spectre réduit des espèces typiques aux prairies à fromental, (4) prairies à Dactyle moyennement intensives, (5) prairies à vulpin avec une part importante de ray-grass, (6) prairies à ray-grass exploitées intensivement, qui peuvent être fauchées cinq à six fois et (7) un type de prairies dominé par les mégaphorbiaies. Les deux premiers types représentent la végétation type des prairies à fromental et des prairies humides traditionnellement exploitées.

Selon le type de production, entre 28 et 70 % de la surface des *prairies extensives* (type 1a) de la région biogéographique du «Bassin lémanique et rhéman» correspondaient aux prairies à fromental et aux prairies humides typiques. Avec des proportions de surface de 3 à 19 %, ces types de prairies étaient clairement plus rares dans les autres régions biogéographiques. Au sein des trois régions, nous avons observé qu'entre 6 et 40 % des surfaces étaient des prairies à fromental à spectre d'espèces réduit. Bien qu'elles ne présentent pas assez d'espèces représentatives, elles possèdent le potentiel de se rétablir en prairie à fromental traditionnelle si l'exploitation extensive continue (Jeangros 2001). Les proportions de prairies correspondant à un type d'exploitation intensif dominaient dans la plupart des régions (23–76 %).

Une grande part de la surface des *prairies peu intensives* (type 4) correspondait au type de prairie dont la végétation rappelle celle des prairies exploitées intensivement. Des prairies

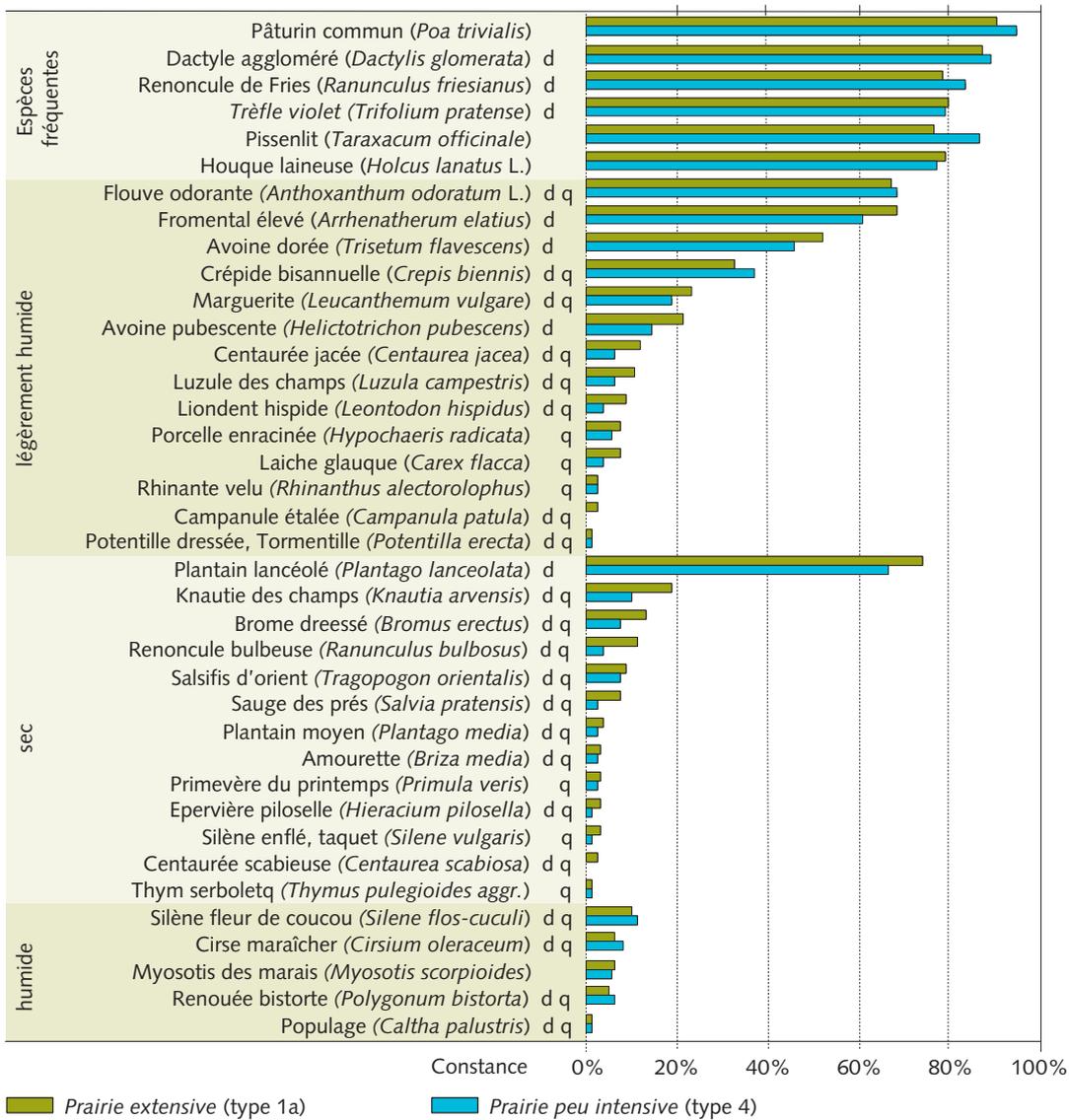
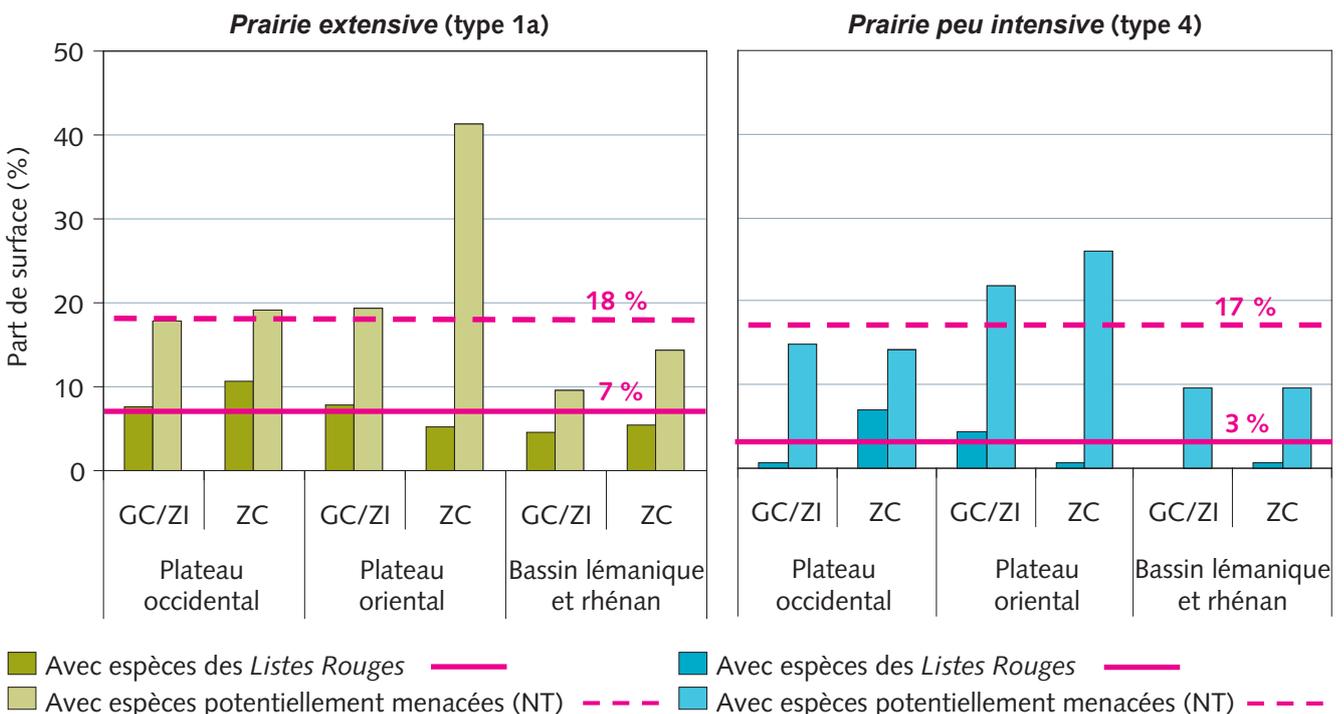


Figure 2/à gauche: Constance des espèces les plus fréquentes et des espèces indicatrices pour les conditions légèrement humides, sèches, et humides des prairies à fromental des prairies extensives (type 1a) et des prairies peu intensives (type 4).
d = Espèce indicatrice des types de prairies selon Dietl,
q = Espèce indicatrice selon la liste de l'OQE

Figure 3/en bas: Part de la surface par zone étudiée et moyenne pondérée des espèces menacées des Listes rouges régionales et potentiellement menacées des prairies extensives (type 1a) et peu intensives (type 4) du Plateau. GC = Zone de grandes cultures, ZI = Zone intermédiaire, ZC = Zone des collines



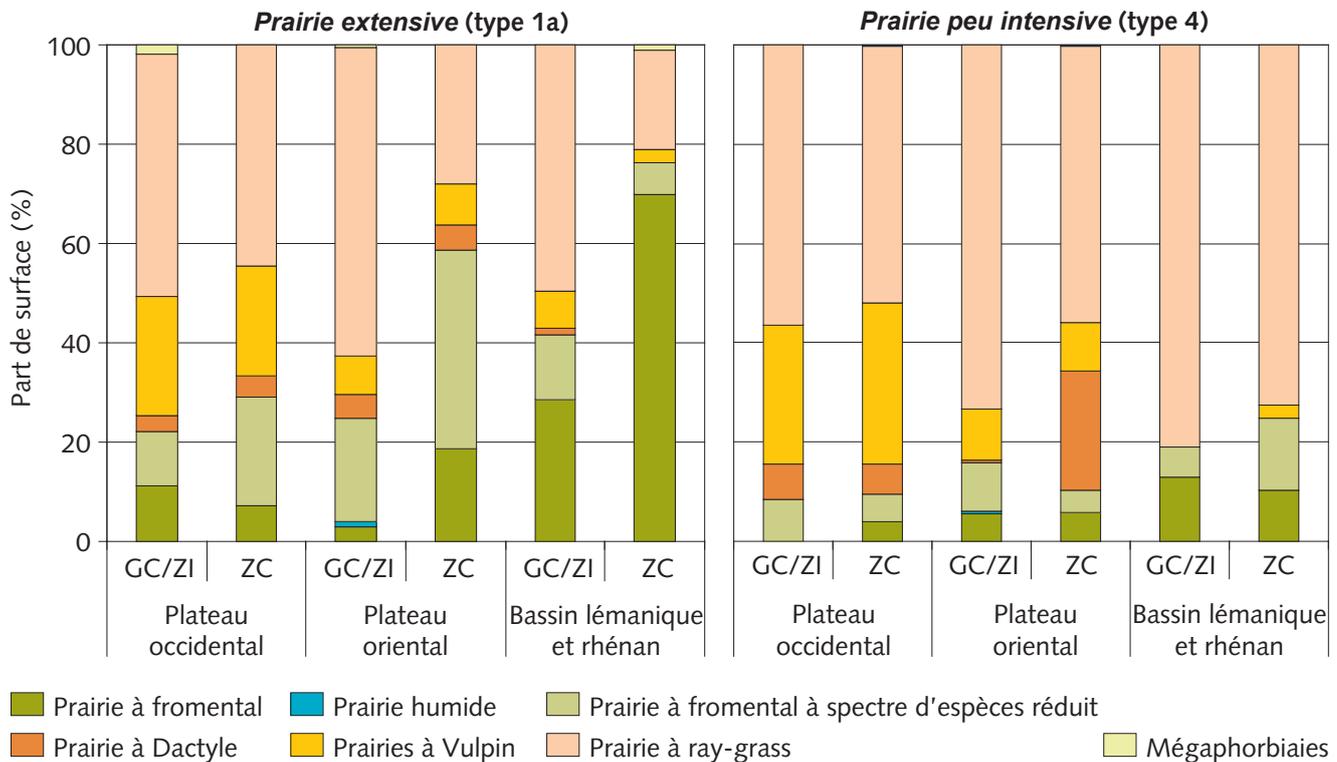


Figure 4:
Part de surface (%)
par zone étudiée des
types d'intensité d'ex-
ploitation selon Dietl
(1995) dans les *prai-
ries extensives et peu
intensives*.
GC = Zone de
grande culture,
ZI = Zone
intermédiaire,
ZC = Zones de
colline

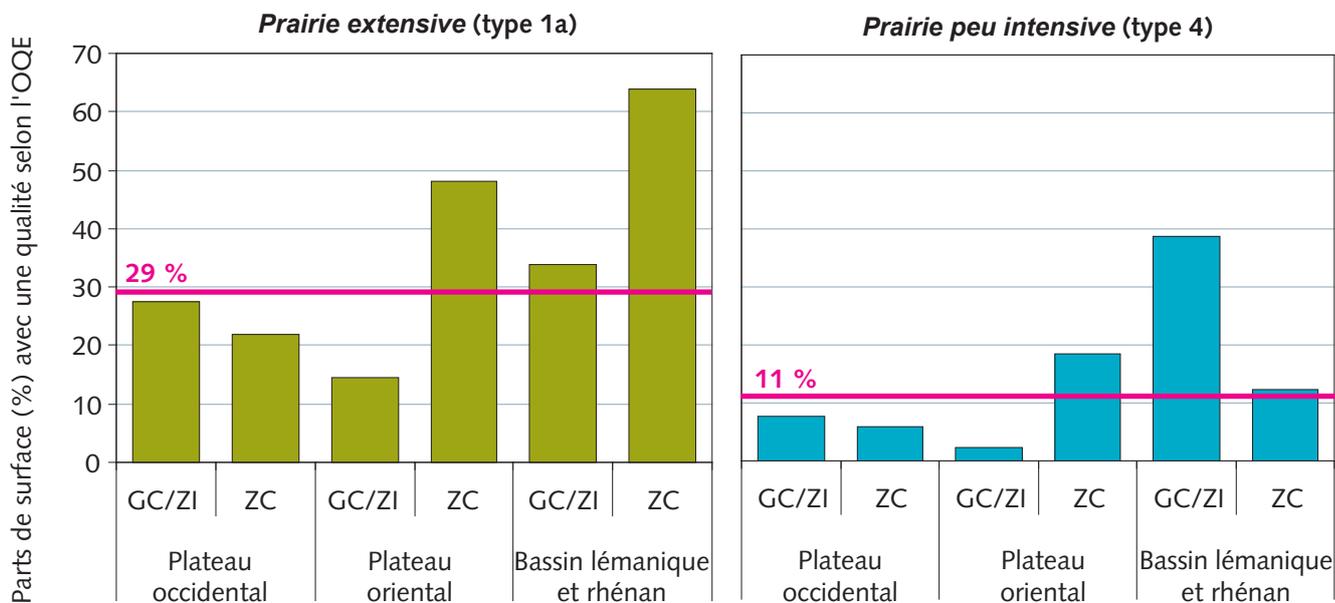
à fromental typiques n'ont été trouvées que dans 0 à 13 % des prairies des zones étudiées. Les proportions de prairies avec un potentiel de rétablissement (prairies à fromental à spectre d'espèces réduit) se situaient entre 4 et 16 % (fig. 4).

Une petite part des prairies en compensation écologique n'a pas pu être clairement classée dans les types de prairies selon Dietl et Grünig (2003). Leur végétation était caractérisée par des espèces de mégaphorbiaies et de lisières.

Qualité écologique des prairies

Les parts de surface des *prairies extensives* et *peu intensives* contenant suffisamment d'espèces des listes fédérales de l'OQE sont représentées dans la figure 5. Sur le Plateau, 29 % des *prairies extensives* correspondent à ces exigences. Il y a, en revanche, d'énormes différences entre les régions. Les proportions de surface correspondant aux critères minimaux des listes d'espèces de l'OQE étaient dans la région du «Bassin lémanique et rhénan» et dans la zone des collines du «Plateau oriental» plus hautes que la moyenne pondérée. Ceci était particulièrement vrai pour les *prairies extensives* de la zone des collines (64 % et 48 % respectivement) ainsi que pour les *prairies peu intensives* de la zone des grandes cultures (39 %). Dans la région du «Bassin lémanique et rhénan», les proportions de prairies avec la qualité OQE étaient pour les *prairies extensives*, mais aussi pour les *prairies peu intensives* plus élevées que dans les deux autres régions biogéographiques «Plateau occidental» et «Plateau oriental» ($\chi^2=3,87$, $p=0,05$, resp. $\chi^2=13,87$, $p=0,0002$). En outre, nous avons observé, au sein même des régions biogéographiques, des proportions plus importantes de *prairies extensives* de la zone des collines du «Plateau oriental» et du «Bassin lémanique et rhénan» ($\chi^2=16,69$, $p<0,0001$, resp. $\chi^2=11,39$, $p=0,0007$). Par contre, en ce qui concerne les *prairies peu intensives*, la différence entre les régions biogéographiques n'est statistiquement pas vérifiée. Ce sont avant tout les *prairies peu intensives* du «Plateau oriental» et du «Plateau occidental» qui se trouvaient nettement en dessous de la moyenne.

Sur l'ensemble des prairies étudiées de tout le Plateau, avec une proportion de surfaces de 29 %, la part de *prairies extensives* (type 1a) présentant une composition d'espèces qui permet un rétablissement, ou présentant une bonne qualité écologique étaient plus importantes que celles des *prairies peu intensives* (type 4, 11 %).



Prairies extensives sur terres assolées gelées (type 1b)

Les prairies nouvellement ressemées sur les terres assolées (PESTAG) pouvaient jusqu'en 2002 être annoncées comme SCE. A ce jour, il est possible d'ensemencer les deux types de prairies SCE. Par contre, elles ne se différencient plus dans ce cas d'une exploitation extensive des prairies en surface herbagère. Nous avons étudié 163 surfaces nouvellement semées (56 ha) se trouvant principalement dans les zones de grandes cultures du «Plateau occidental» et du «Bassin lémanique et rhéan» (11 ha resp. 25 ha). En tout, 234 espèces ont été documentées. Des espèces appartenant à la *Liste rouge* sont apparues dans 4% des relevés (Tab. 2). Les critères des listes d'espèces de l'OQE étaient remplis dans 11 % des surfaces. La grande proportion de surfaces, dans lesquelles seulement quelques espèces des mélanges standard (Lehmann *et al.* 2000) ont été constatées, montre que les nouveaux ensemencements ne mènent que rarement au but (fig.6).

Beaucoup d'espèces se trouvant dans les mélanges de semences n'ont pas pu s'établir avec succès dans les prairies que nous avons étudiées. Des observations d'essais de prairies nouvellement ensemencées ont toujours montré qu'un nouveau semis ne peut mener à une prairie durablement riche en espèces (Koch 1996, Bosshard 2001) qu'en prenant en consi-

Figure 5: Parts de surface (%) des prairies extensives (type 1a) et peu intensives (type 4) présentant suffisamment d'espèces selon les listes d'espèces des exigences minimales de l'OQE par zone étudiée ainsi que moyenne pondérée pour le Plateau (ligne rouge). GC = zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines

Tableau 2. Quantité (Qut) et parts de surface (ha) des prairies extensives sur terres assolées gelées (type 1b) étudiées, par zone d'étude et pour l'ensemble du Plateau. Nombre d'espèces des Listes rouges nationales (CH) et régionales.

Région biogéographique	Zone	Prairies extensives sur terres assolées gelées (type 1b)						
		Surfaces		Nombre d'espèces				
		Qut	ha	total	Liste rouge			
					CH		Régional	
					Men	Pot	Men	Pot
Plateau occidental	GC/ZI	38	10	119	0	0	2	2
	ZC	13	7	61	0	0	0	1
Plateau oriental	GC/ZI	20	5	97	1	0	1	1
	ZC	1	1	46	0	0	0	2
Bassin lémanique et rhéan	GC/ZI	82	31	189	1	1	2	8
	ZC	9	3	93	1	0	1	2
Plateau total		163	56	234	3	1	6	11

GC = zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines;
Men = espèces menacées de la *Liste rouge*, Pot = espèces potentiellement menacées

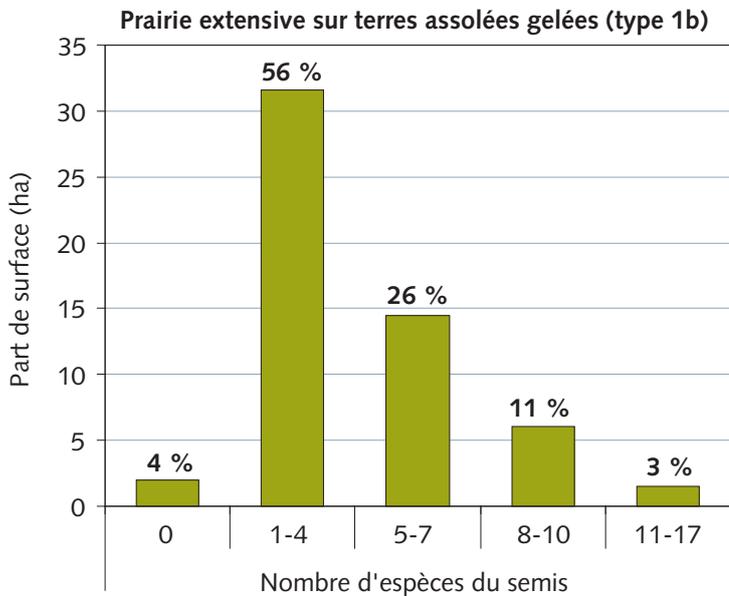


Figure 6: Parts de surface (ha) des prairies extensives sur terres assolées gelées avec le nombre d'espèces des mélanges de semis recommandés.

zones test des régions biogéographiques «Plateau oriental» et «Bassin lémanique et rhénan» (Tab. 3). Ces surfaces se trouvaient dans des zones tampons autour de zones de tourbières et dans les zones d'alluvionnement des rives de lacs et de rivières. Des espèces menacées des *Listes rouges* régionales ont été observées dans 55 % des surfaces à litière, et des espèces potentiellement menacées dans 92 %.

La composition des espèces de la plupart des surfaces à litière laisse supposer que la majorité des prairies à litière et celles des marais ont été exploitées en respectant les conditions naturelles. En moyenne, 30 % des prairies ont été attribuées aux parvocariçaies neutrobasophiles (*Caricetum davallianae*), 42 % aux prairies à Molinie et à Populage (*Molinion*, *Calthion*) et les 23 % restants à des mégaphorbiaies marécageuses (*Filipendulion*). Sur 3 % des surfaces, les types de végétation correspondaient à des lisières riches en éléments nutritifs et marqués par des indicateurs de perturbation (par ex. lisières d'orties). Les proportions de ces types de végétation varient selon les zones étudiées (fig. 7). 82 % des surfaces à litière présentaient suffisamment d'espèces des listes de l'OQE de qualité ou indicatrices d'un potentiel de rétablissement. Dans le cadre de la protection des marais, les surfaces à litière sont protégées depuis 1991. Pour cette raison, les surfaces cartographiées

dération la composition du mélange de semences, la saison, la technique d'ensemencement, ainsi que les conditions naturelles du site. Les nombreuses prairies dominées par le ray-grass nous laissent présumer que la recommandation (sans obligation) d'utiliser un mélange riche en espèces pour l'ensemencement n'est pas toujours suivie.

Surfaces à litière (type 5)

La présence actuelle de surfaces à litière sur le Plateau est liée à des aspects géomorphologiques particuliers empêchant toute amélioration foncière même avec de grands moyens techniques et financiers. Lors de nos recherches, nous avons observé de telles situations dans cinq

Tableau 3. Quantité (Qut) et parts de surface (ha) des surfaces à litière (type 5) étudiées, classées par zone d'étude et pour l'ensemble du Plateau. Nombre d'espèces des *Listes rouges* nationales (CH) et régionales.

Région biogéographique	Zone	Surface à litière (type 5)						
		Surfaces		Nombre d'espèces				
		Qut	ha	total	<i>Liste rouge</i>			
					CH		Régional	
Men	Pot	Men	Pot					
Plateau occidental	GC/ZI	0	0	–				
	ZC	0	0	–				
Plateau oriental	GC/ZI	40	20	211	13	15	22	25
	ZC	62	16	180	6	14	20	27
Bassin lémanique et rhénan	GC/ZI	2	0.5	33	0	0	0	0
	ZC	0	0	–				
Plateau total		104	36	260	16	20	36	31

ZC = zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines; Men = espèces menacées de la *Liste rouge*, Pot = espèces potentiellement menacées

sont souvent sous des contrats basés sur la Loi sur la protection de la nature et du paysage (LPN, Conseil fédéral 1996) (75 % des surfaces étudiées).

Résumé et conclusions

29 % des *prairies extensives* (type 1a) et 11 % des *prairies peu intensives* (type 4) du Plateau correspondent aux critères de qualité de l'OQE. Par contre, la plus grande proportion des prairies SCE étaient composées d'associations de plantes de prairies intensivement exploitées comme par le passé. Les *prairies extensives* abritaient plus d'espèces de la *Liste rouge* et plus souvent une flore indicatrice des prairies à fromental traditionnelles que les *prairies peu intensives*. Elles remplissaient aussi plus souvent les critères de l'OQE.

Il existe des différences régionales importantes. La région biogéographique du «Bassin lémanique et rhénan» se différencie du reste du Plateau par une plus grande proportion de prairies dont la composition végétale pouvait être attribuée à une végétation cible et avec une qualité suffisante selon les critères de l'OQE. Au sein des régions, la qualité des SCE était plus élevée dans les zones des collines que dans les zones de grandes cultures.

Des espèces menacées de la *Liste rouge* n'étaient représentées que dans peu de prairies. Des espèces potentiellement menacées sont apparues plus souvent et sur une plus grande proportion de prairies (18 % type 1a, resp. 17 % type 4). L'exploitation extensive de ces prairies permet à des espèces de se maintenir grâce aux conditions d'exploitation adaptées à leur besoin. Sans ces précautions spécifiques aux SCE, ces espèces pourraient bientôt tomber dans la catégorie des espèces de la *Liste rouge*.

Les évaluations à partir des inventaires des biotopes de 23 zones d'étude du Plateau montrent que 1 % de la surface des prairies étaient des prairies riches en espèces (Kohli *et al.* 2004). En accord avec les proportions modestes de végétation cible (figure 4), ces résultats confirment la rareté des prairies traditionnelles riches en espèces sur le Plateau. Des mesures sont nécessaires afin de pouvoir obtenir, sur le Plateau, une proportion plus importante de prairies d'une qualité écologique pouvant être qualifiée de bonne ou de suffisante, et permettant aux prairies pauvres de se rétablir en prairies riches en espèces. Pour les surfaces qui ne correspondent pas aux critères de qualité, des mesures de restauration sont à envisager. En effet, si les espèces désirées ne sont pas présentes sur une certaine surface, les directives de l'OPD ne suffisent pas pour générer des prairies riches en espèces (Bosshard 2001).

Dans les prairies nouvellement semées sur terres assolées gelées (type 1b), nous n'avons que rarement rencontré des espèces de semences recommandées pour les prairies à fromental. Ceci montre qu'avec un nouvel ensemencement, dans la pratique, il est encore plus difficile d'obtenir une végétation désirée que lors d'essais. Ces résultats montrent aussi que, sur les sols riches en éléments nutritifs du Plateau, les espèces de prairies à fromental ne peuvent pas s'établir avec le succès escompté (Koch 1996). Ceci conduit à conclure que les prairies de bonne qualité restantes méritent une protection particulière.

La grande proportion de surface (82 %) des prairies à litière présentant une qualité écologique selon les listes de l'OQE est réjouissante. La part importante de prairies à litière correspondant effectivement à la composition d'espèces typique des prairies de marais et

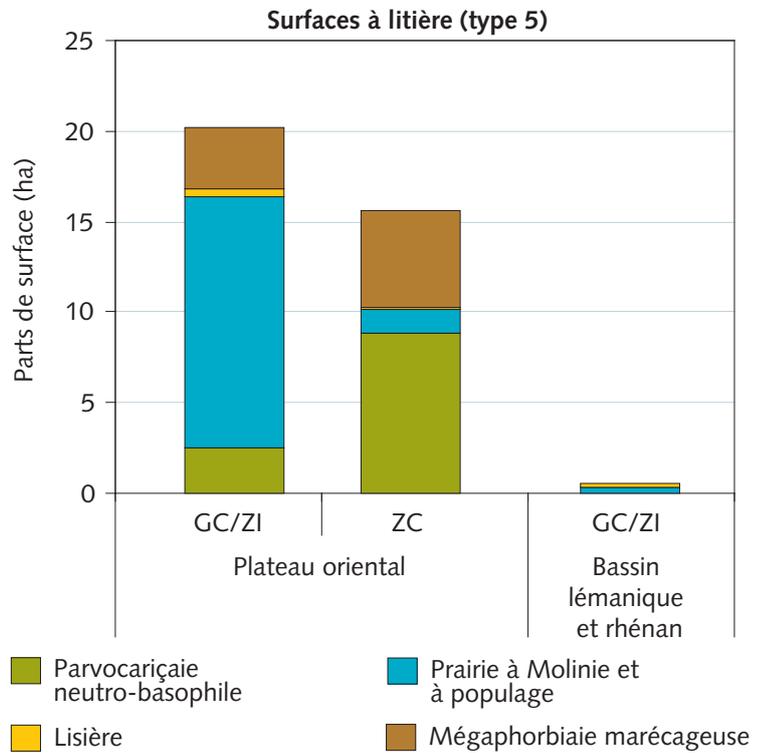


Figure 7: Parts de surface (ha) des types d'intensité d'utilisation selon Dietl et Grünig (2003) dans les surfaces à litière (type 5) dans la «Plateau Oriental» et dans la zone de grandes cultures du «Bassin lémanique et rhénan».

humides montre également que ces surfaces ont une bonne qualité botanique. En ce qui concerne les surfaces à litière, il apparaît qu'avec les bases légales sur la protection des marais (c'est-à-dire avec des mesures d'exploitation adaptées au lieu), il est possible de conserver la flore existante et de la favoriser.

Bibliographie

- Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn, 1987. Blumenreiche Heumatten Solothurn.
- OFAG, 2003. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- Bosshard A., 2001. Wie erfolgreich ist die Ansaat artenreicher Wiesen in der Praxis? Cahiers de la FAL 39, 76–86.
- Conseil fédéral, 1996. Ordonnance du 1er mai 1996 sur la protection des sites marécageux d'une beauté particulière et d'importance nationale (Ordonnance sur les sites marécageux). RS 451.35.
- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. Dans: AGFF (éd.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4, 239–249.
- Dietl W. et Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. Dans: Oppermann T. et Guyer H.-U. (éd.), Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55–65.
- Jeanros B., 2001. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de fumure. Cahiers de la FAL 39, 53–60.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. Agrarforschung 3(4), 149–152.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Station ornithologique suisse.
- Lehmann J., Rosenberg E. et Mosimann E., 2000. Standardmischung für den Futterbau-Revision 2001–2004. Agrarforschung 7(19), 1–12.
- Moser D., Gyax A., Bäumler B., Wyler N. et Palese R., 2002. *Liste rouge des espèces menacées de Suisse : Fougères et plants à fleurs*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (éd.). Série: L'environnement pratique. 120 pp.
- Schneider J., 1954. Ein Beitrag zur Kenntnis des Arrhenatheretum elatioris in pflanzensoziologischer und agronomischer Betrachtungsweise. Beitrag geobotanische Landesaufnahme Schweiz 34, 1–102.
- Stebler F.G. et Schröter C., 1892. Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. X. Versuch einer Übersicht über die Wiesentypen der Schweiz. Landwirtschaftl. Jahrb. Schweiz 6. 95 S.



Figure 1:
Haie arborée (Photo:
Gabriela Brändle).

5.2 Haies (type 10)

Suzanne Dreier, Lukas Kohli et Barbara Oberholzer

En Suisse, 10 % des haies sont annoncées comme surfaces de compensation écologique. Sur le Plateau, presque la moitié d'entre elles remplissait les exigences de l'Ordonnance sur la qualité écologique alors que ces conditions n'étaient remplies que par un tiers des haies non annoncées. La composition des espèces d'arbustes était très uniforme sur tout le Plateau. En tout, 135 espèces ligneuses ont été recensées. Par contre, dans deux tiers des haies, moins de 15 espèces étaient présentes. 48 % des zones tampons présentaient une composition d'espèces du type des prairies intensives. Seulement 9 % de la longueur des haies étudiées présentaient une végétation de lisière typique sur plus de 2 mètres de largeur. Dans les autres haies, les bandes herbeuses n'étaient pas assez larges ou étaient absentes.

Autrefois, les haies et les bosquets champêtres caractérisaient le paysage du Plateau suisse du fait de leur effet structurant et leur composition verticale (figure 1). Les haies sont, selon leur position et leur entretien, des habitats et des sources de nourriture pour des centaines d'espèces animales (en particulier d'insectes, d'oiseaux, de mammifères). De nombreuses haies ont été éliminées car elles exigent un entretien régulier, elles occupent une partie des terres agricoles et elles gênent lors de l'utilisation à grande échelle de machines agricoles (Reif et Achtziger 2000). Par exemple, lors d'un remaniement parcellaire à Wintersingen (Canton de BL), le nombre des haies et bosquets a régressé de 17 % (Tanner et Zoller 1996). Dans de nombreux endroits, les haies sont à ce jour protégées et leur nombre augmente à nouveau suite aux interventions des associations de protection de la nature et des oiseaux (Tanner et Zoller 1996, Roth *et al.* 2001).

Suzanne Dreier et
Barbara Oberholzer,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich
Lukas Kohli,
Station ornitho-
logique suisse,
CH-6204 Sempach

Matériel et méthodes

Nous avons analysé un total de 363 haies annoncées, représentant une longueur totale de 50 km dans trois régions biogéographiques du Plateau (Tab. 1, Chap. 4). Toutes les espèces des parties boisées et des bandes herbeuses ont été inventoriées. Les espèces d'arbustes avec un degré de recouvrement de plus de 20 % ont été considérées comme dominantes. La proportion d'arbustes épineux a été évaluée. Selon ses espèces dominantes, la bande herbeuse de trois mètres longeant les haies a été caractérisée selon les types de prairie de Dietl (1994). Si une végétation typique des lisières était reconnaissable sur cette bande, elle a été attribuée à ce type. Sa largeur a en outre été mesurée. De plus, les caractéristiques de la structure des haies comme leur type (haie basse, arbustive ou arborée, bosquet, rangée d'arbres), leur âge et leur entretien (taillée ou non taillée) ont été notés et leur localisation spatiale a été établie en fonction de l'exposition et de la pente. Les éléments du paysage environnants ont également été identifiés. La longueur des haies a été calculée à l'aide du SIG.

Tableau 1. Quantité (Qut) et longueur totale (km), des haies étudiées par région biogéographique et zone de production agricole (Zone). Longueur moyenne (m) (minimum, maximum) des haies, nombre total d'espèces d'arbres observés et nombre d'espèces menacées de la Liste rouge.

Région biogéographique	Zone	Surfaces			Nombre d'espèces						
		Qut	km	Longueur moyenne de haies (m) (Min; Max)	Total	Espèces d'arbres	Liste rouge				
							CH		Région		
							Men	Pot	Men	Pot	
Plateau occidental	GC/ZI	130	18,1	119 (13 ; 471)	387	104	2	5	12	18	
	ZC	32	3,5	82 (23 ; 250)	211	55	1	2	5	5	
Plateau oriental	GC/ZI	86	13,9	131 (37 ; 518)	293	103	1	9	13	19	
	ZC	25	3,7	124 (9 ; 200)	207	64	0	2	5	6	
Bassin lémanique et rhéan	GC/ZI	72	9,0	103 (23 ; 455)	365	103	3	8	13	14	
	ZC	18	1,9	95 (46 ; 246)	160	55	2	12	5	15	
Total		363	50,2	115 (9 ; 518)	529	149	5	27	44	51	

GC = Zone de grandes cultures, ZI = Zone intermédiaire, ZC = Zone des collines, Men = Espèces menacées de la Liste rouge, Pot = Espèces potentiellement menacées

Diversité et structure des espèces ligneuses

Parmi les haies annoncées, 49 % étaient des haies arbustives et basses, alors que 40 % étaient des haies arborescentes. Les bosquets champêtres (9 %) et les rangées d'arbres (1 %) étaient plus rarement annoncés. La longueur des haies annoncées variait de 9 à 518 m, leur moyenne étant de 115 m.

Végétation de la strate ligneuse

En tout, 529 espèces (dont 149 espèces ligneuses) ont été repertoriées dans les haies (Tab. 1). En moyenne, 30 espèces par haie ont été observées, 13 étant des espèces ligneuses. Entre les trois régions biogéographiques et les zones de production, les différences du nombre d'espèces dans les haies étaient minimales. L'âge des haies n'influençait que peu le nombre d'espèces.

Sur le Plateau, les haies étaient composées d'arbustes photophiles de la végétation spontanée des haies et des lisières (*Prunetalia spinosae*, Tüxen 1952). 20 % des haies étudiées accusaient moins de 10 espèces ligneuses. Un tiers présentait plus de 15 espèces de buissons. Les noisetiers et les frênes étaient les espèces ligneuses les plus fréquentes et étaient présents dans 79 % et 70 % des haies respectivement. Seules 9 espèces ont été observées

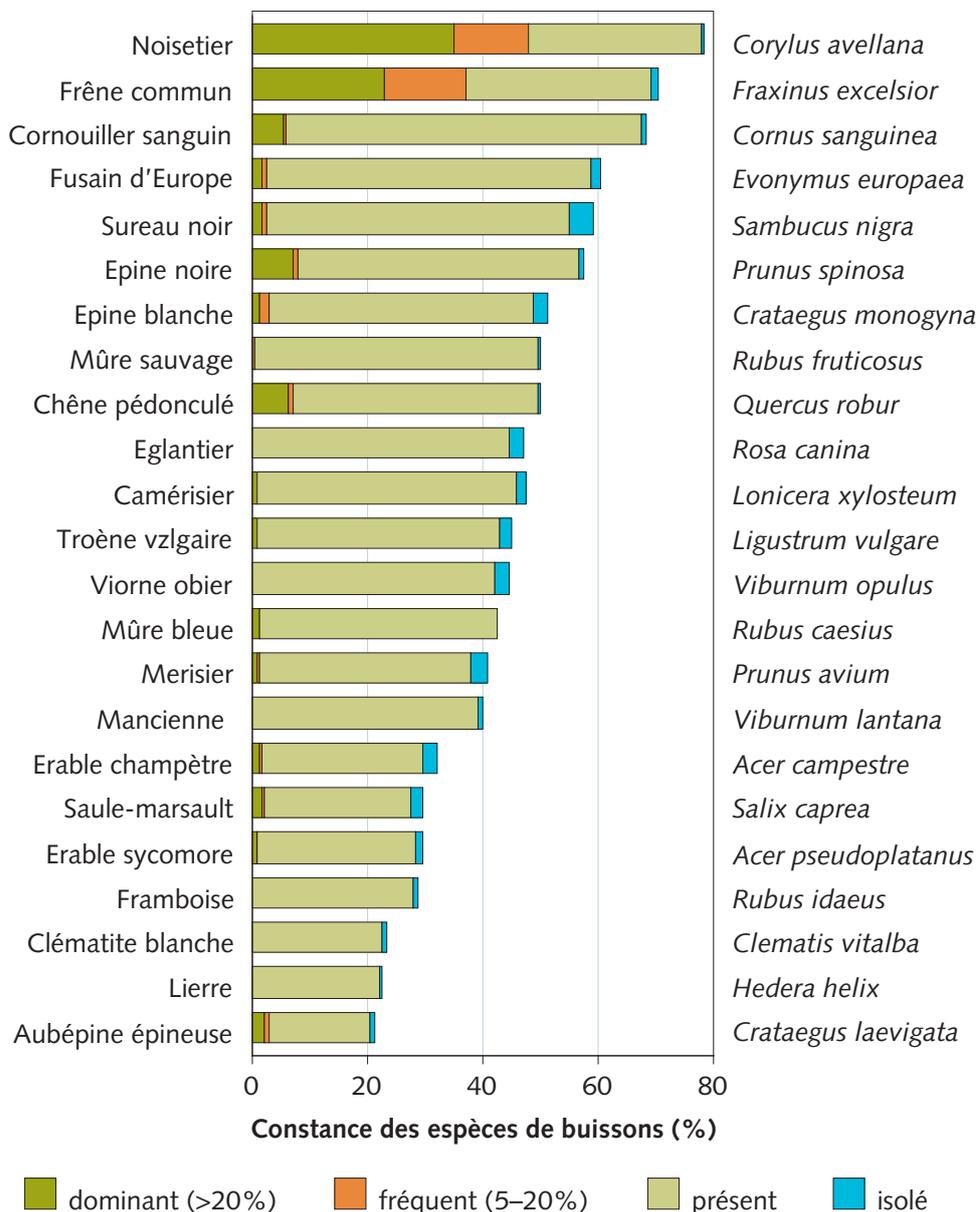


Figure 2: Constance et abondance (degré de couverture) des buissons et arbres fréquents.

avec une occurrence de plus de 50 %, alors que 8 autres espèces ont présenté une occurrence comprise entre 30 % et 50 % (fig. 2). Des buissons épineux ont été observés dans 94 % des haies, mais une plus grande abondance n'a été constatée que pour les espèces d'épine noire et d'aubépine (dans 7 % et 3 % des haies respectivement).

Végétation de la bande herbeuse

L'Ordonnance sur les paiements directs (Conseil fédéral, 2001) exige, en plus de la structure boisée des haies, une bande herbacée tampon d'au minimum 3 m annexe à la haie. Des exceptions sont prévues pour les haies attenantes à une route, un mur ou un cours d'eau. 90 % des haies présentaient la bande tampon prescrite et 57 % sur un côté des haies seulement.

Différents types de bandes herbeuses se développent selon leur position, le type de haie et leur exploitation. Une végétation herbacée, différente dans sa composition d'espèces par rapport aux prairies, se développe en cas de gestion adaptée. La largeur des lisières herbacées était très variable. En ce qui concerne les zones tampons, sur l'ensemble des longueurs de haies, nous n'avons trouvé une végétation herbacée d'une largeur de plus de 3 mètres que dans 4 % des haies. Dans 5 autres pourcents, une largeur de 2 à 3 mètres a été constatée. En général, plus la distance à la haie augmentait, plus la végétation des bandes herbeu-

ses était dominée par celle des prairies avoisinantes. Les bandes tampon d'une largeur de moins de 2 m étaient dans 23 % des haies, adjacentes à des types de végétation indiquant une exploitation extensive et dans 48 % indiquant un type de prairie intensive. 11 % avoisinaient des zones tampon avec d'autres végétations. Les types de lisières les plus fréquents étaient les lisières d'orties (27 %), suivies par les lisières de mûriers (*Rubus caesius*) (17 %) et d'égoïdes (9 %). Parmi les haies étudiées, 9 % n'avaient aucune zone tampon.

80 % des espèces notées présentaient une constance de moins de 5 %, ce qui montre la grande variabilité des communautés d'espèces de lisières des zones tampons. Nous avons observé 203 espèces forestières, 111 espèces rudérales et de mauvaises herbes, 62 espèces de prairie grasse, 40 espèces de prairie maigre, 41 espèces de plantes des marais, 24 espèces de plantes pionnières, 7 espèces de plantes de montagne et 4 espèces de plantes aquatiques (groupes écologiques selon Landolt). Les espèces des bandes herbeuses présentant une occurrence de plus de 50 % étaient le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*, 73 %), l'ortie (*Urtica dioica*, 69 %), la benoîte commune (*Geum urbanum*, 64 %) et le lierre terrestre (*Glechoma hederacea*, 51 %). Les bandes herbeuses des haies nouvellement conçues étaient, avec 12 espèces en moyenne, plus pauvres que celles des haies plus âgées avec une moyenne de 17 espèces (test de Kruskal-Wallis, $p=0,006$).

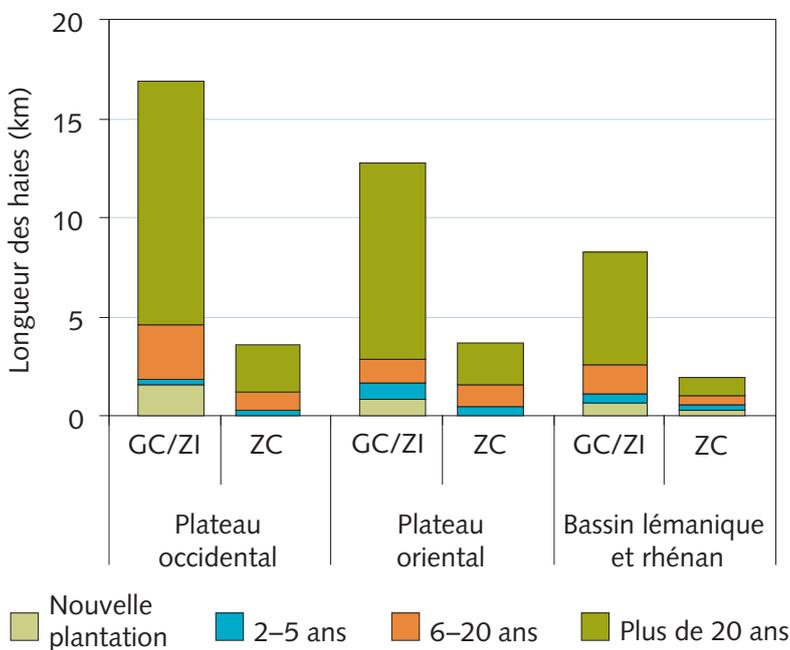


Figure 3:
Structure d'âge des haies selon les zones étudiées. GC = zone de grande culture, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines

plantations ont été principalement observées dans les zones de grandes cultures et intermédiaires des trois régions biogéographiques (fig. 3).

Entretien une haie tout en respectant ses espèces et sa structure exige de grands efforts. Il n'est par conséquent pas étonnant qu'aucune trace de taille n'ai été constatée dans 72 % des haies étudiées. 7 % étaient coupées à ras et 20 % taillées. Dans seulement 1 % des haies, une part des buissons a été coupée sélectivement à ras et une taille a été constatée en même temps. Ce n'est qu'avec un entretien de ce type que des espèces à croissance lente comme l'épine blanche et le nerprun (*Rhamnus cathartica*) seront favorisées et qu'en même temps, les animaux vivants dans les haies seront protégés des perturbations.

Environnement et situation

En grande partie, les haies annoncées étaient adjacentes à des prairies et des pâturages (79 %). Une bonne moitié des haies était au bord de routes, de chemins et de voies de chemin de fer, un petit quart d'entre elles au bord de cours d'eau. En ce qui concerne l'exposi-

Espèces de la Liste rouge

Des espèces menacées des Listes rouges régionales (Moser et al. 2002) n'ont été trouvées que dans 15 % des haies. Sauf exception, il s'agissait d'observations ponctuelles (Tab. 1). Dans la strate ligneuse, il s'agissait surtout des espèces du genre *Rosa*, dans la strate herbeuse des espèces de prairies maigres, de flore rudérale et adventice des cultures. En considérant les espèces potentiellement menacées, la part des haies contenant des espèces particulièrement dépendantes de la protection de leur biotope est de 35 %.

Age et entretien

L'âge de 70 % des haies a été estimé à plus de 20 ans et 7 % des haies étudiées étaient récemment plantées. De nouvelles

tion et la pente des haies annoncées, aucune position particulière n'a été constatée.

Potentiel pour une qualité selon l'OQE

Les haies ont été évaluées selon les exigences minimales de végétation et de structure de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE, Conseil fédéral 2001). Etant donné que l'étude présentée ici a commencé avant l'introduction de l'OQE, la qualité des haies n'a pu être évaluée qu'à partir des informations déjà recueillies. Sur le Plateau, 44 % des haies remplissaient les exigences de l'OQE (fig. 4). Les régions biogéographiques n'avaient aucune influence sur la répartition des proportions de surface de qualité selon l'OQE, au contraire des zones de production. Par rapport aux zones de grandes cultures, nous avons constaté, de manière significative, des parts plus importantes de surfaces avec la qualité l'OQE dans la zone des collines du «Plateau oriental» et du «Bassin lémanique et rhénan» (test statistique de Pearson: $p=0,03$, resp. $p=0,011$).

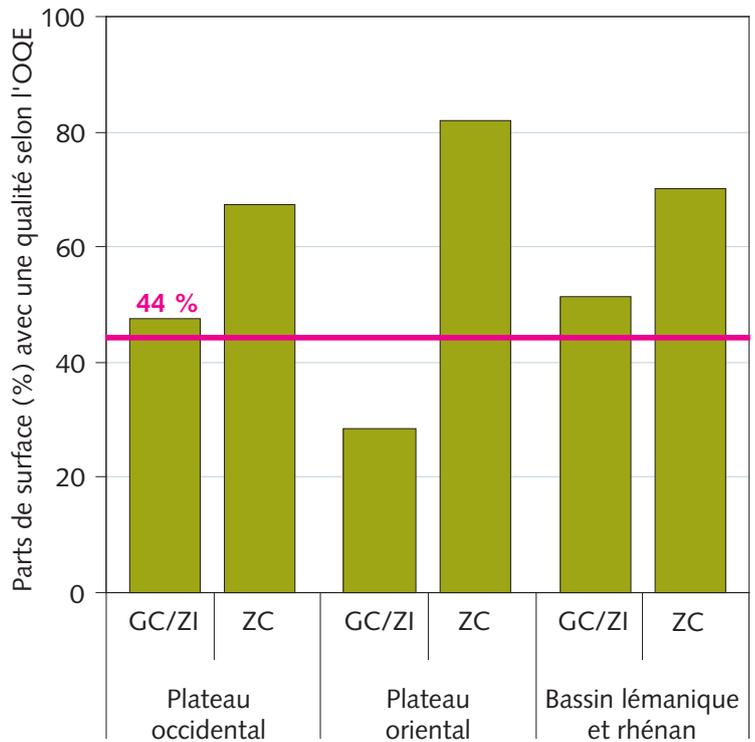


Figure 4: Parts de surface des haies étudiées correspondant aux critères de l'OQE par zone d'étude et pour l'ensemble du le Plateau (%). GC= zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines

Comparaison entre les haies annoncées et celles non annoncées

Toutes les haies des 23 zones d'étude (Chap. 4) ont été repertoriées et décrites dans l'inventaire des biotopes de Kohli *et al.* (2004). Lors de la première série de mesures, la densité moyenne des haies s'élevait à 1,25 km/km² de surfaces de champs. Quatre ans plus tard, lors de la deuxième enquête, elle s'élevait à 1,28 km/km². Généralement, plus la densité des haies est élevée, plus les oiseaux nicheurs dans les haies trouveront des habitats disponibles. Une densité de 1,1 km/km² est recommandée pour les paysages partiellement cultivés (Pfister *et al.* 1986). Cette valeur a été atteinte dans 70 % des zones étudiées. En ce qui concerne les haies relevées dans l'inventaire des biotopes, 18 % d'entre elles étaient annoncées comme SCE lors de la première enquête et 24 % lors de la deuxième série de mesures. Dans les 23 zones étudiées, presque la moitié des haies annoncées correspondait aux exigences minimales de l'OQE. Pour les haies non annoncées, seul un tiers d'entre elles respectait les exigences minimales.

Conclusions et recommandations

L'assemblage des espèces de plantes ligneuses était très uniforme sur tout le Plateau. Dans deux tiers des haies, moins de 15 espèces d'arbres ou de buissons ont été recensées. Les espèces d'épineux importantes pour les insectes et les oiseaux étaient bien présentes dans 95 % des haies, mais elle n'apparaissaient qu'avec une faible abondance. Quelques espèces menacées ont été trouvées dans 15 % des haies et des espèces potentiellement menacées dans 20 autres pourcents. La composition des espèces des bandes herbeuses était très variable. Les haies anciennes contenaient particulièrement plus d'espèces de lisière.

Une zone tampon faisait défaut dans 10 % des haies. Dans 57 % des cas, elle n'était présente que d'un côté. Nous avons trouvé une végétation herbacée typique de lisière large de plus de 3 mètres dans les zones tampons de seulement 4 % des longueurs de haies étudiées. Cette zone tampon n'atteignait pas 1 m dans 78 % des haies et elle était absente dans 9 %

des haies. Ces résultats montrent que l'entretien des lisières des haies n'a souvent pas été fait convenablement puisque seulement un tiers des longueurs de haies annoncées était accompagné d'une bande herbacée ou prairie extensive exigées.

Une taille sélective ainsi qu'un entretien approprié des bandes herbeuses sont nécessaires afin de conserver sur le long terme la diversité des espèces et des structures des haies ainsi que leur importance pour la biodiversité. Entretien convenablement les haies nécessite un grand effort de travail, ce qui devrait être rétribué en conséquence.

Bibliographie

- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. Dans: AGFF (éd.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume: Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. Sempach, Station ornithologique suisse.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wyler N. et Palese R., 2002. *Liste rouge* des espèces menacées de Suisse : Fougères et plants à fleurs. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (éd.). Série: L'environnement pratique. 120 pp.
- Pfister H.P., Naef-Daenzer B. et Blum H., 1986. Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Der Ornithologische Beobachter 83, 7–34.
- Reif A. et Achtziger R., 2000. Biotoptypen XI-2.2: Gebüsche, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze (Strauchformationen). Dans: Konold W., Böcker R. et Hampicke U. (éds.). Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, Ecomed 3. Erg.-Lfg. 11/00, 1–46.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. et Engel E., 2001. Le paysage sous pression, suite 2. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. et Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität. Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997-1999). Sempach, Station ornithologique suisse, 63 pp.
- Tanner K.M. et Zoller S., 1996. Zur Veränderung von Landschaften durch Meliorationen, Fallbeispiel Wintersingen. Vermessung, Photogrammetrie, Kulturtechnik 94/3, 107–111.



5.3 Arbres fruitiers haute tige (type 8)

Suzanne Dreier, Barbara Oberholzer et Lukas Kohli

Figure 1:
Verger haute tige
(Photo: Gabriela
Brändle).

Dans les trois régions biogéographiques du Plateau suisse, 187 vergers haute tige ont été étudiés. En tout, 12 % des vergers haute tige remplissaient les exigences de l'Ordonnance sur la qualité écologique. En ce qui concerne la biodiversité, l'absence de surfaces de compensation écologique dans la strate sous les arbres ou à proximité diminuaient la valeur des vergers haute tige. Beaucoup de ces vergers étaient trop âgés. Une quantité de jeunes arbres suffisante pour garantir un maintien à long terme n'était présente que dans un cinquième des vergers.

Les vergers haute tige étaient encore très répandus au milieu du 20^{ème} siècle dans de nombreuses régions du paysage agricole suisse. Suite à une saturation du marché des fruits, aux difficultés de débouchés qui en ont découlé et à la baisse des prix, la Régie fédérale des alcools a subventionné des campagnes d'abattage. Par conséquent, la quantité de vergers haute tige a diminué de moitié environ entre 1951 et 1971 (figure 2). Le travail manuel intense nécessaire pour l'entretien des arbres fruitiers haute tige et des prairies sous les arbres n'est pas compatible avec les techniques de travail de l'agriculture moderne. C'est la raison pour laquelle les vergers ont souvent dû laisser la place à des surfaces rationnellement exploitées et des cultures fruitières intensives. Les vergers proches des habitations ont été par contre abattus en faveur de constructions immobilières.

Sur le Plateau suisse, les vergers haute tige sont annoncés en grande partie comme surface de compensation écologique. En 2001, les vergers haute tige (Source de données: AGIS 2001) composaient 86 % des vergers dénombrés lors des recensements des vergers (BFS 2001, fig. 2).

En cas d'un entretien approprié (fig. 1), les vergers haute tige remplissent une fonction semblable aux bois clairsemés et constituent ainsi un habitat pour de nombreuses espèces animales et végétales. De plus, ils préviennent contre l'érosion des sols. En outre, les vergers

Suzanne Dreier et
Barbara Oberholzer,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich
Lukas Kohli,
Station ornitho-
logique suisse,
CH-6204 Sempach

haute tige ayant divers espèces et types d'arbres proposent une offre abondante en fruits échelonnée dans le temps (Müller *et al.* 1992, Langensiepen et Otte 1994, Weller 1996, Herzog 1998). Les vergers ne peuvent remplir ces fonctions que s'ils sont exploités d'une façon extensive, s'ils couvrent de grandes surfaces et s'ils sont mis en réseau avec d'autres structures semi-naturelles diverses.

Matériel et méthodes

Nous avons étudié 187 vergers haute tige couvrant une surface totale de 95 ha dans trois régions biogéographiques du Plateau suisse (Tab. 1). Les espèces d'arbres fruitiers présentes et les espèces les plus fréquentes ont été répertoriées et l'étendue de la surface des vergers a été déterminée. Dans tous les vergers, les arbres fruitiers ont été comptés et leur densité (nombre d'arbres par hectare) a été calculée. De plus, il a été estimé si la strate d'arbres était fermée (densité d'arbres >80 %), parsemée (densité <80 % et >30 %) ou si les arbres étaient isolés (densité <30 %).

L'âge des arbres ainsi que la date du dernier entretien ont été estimés. Un verger haute tige a été considéré comme «taillé» si des traces de coupe étaient visibles sur la majeure partie des arbres. La présence de branches séchées et d'arbres morts ainsi que de cavités dans les arbres a été notée. Les diamètres maximaux et minimaux ainsi que le diamètre prédomi-

Tableau 1. Vergers haute tige étudiés, par région biogéographique et zone de production agricole (Zone). Quantité (Qut) et surface totale (ha), surface moyenne des vergers haute tige (minimum, maximum), nombre total d'espèces observées, nombre d'espèces menacées des *Listes rouges*.

Région biogéographique	Zone	Vergers haute tige								
		Surfaces				Nombre d'espèces dans la sous-végétation				
		Qut	ha	Surface moyenne des vergers (Min; Max) (a)		total	Liste rouge			
							CH		Régional	
Men	Pot	Men	Pot							
Plateau occidental	GC/ZI	51	20,39	30,0 (5,2 ; 211,0)		109	2	0	2	2
	ZC	19	9,24	38,1 (13,7 ; 144,7)		86	0	0	1	1
Plateau oriental	GC/ZI	54	38,47	61,9 (8,6 ; 248,1)		88	0	0	0	4
	ZC	15	6,91	32,6 (14,1 ; 123,0)		85	0	1	1	2
Bassin lémanique et rhénan	GC/ZI	28	9,56	32,8 (7,3 ; 61,8)		135	0	0	0	4
	ZC	20	10,72	41,3 (4,2 ; 113,7)		88	0	0	0	3
Plateau total		187	95,29	36,3 (4,2 ; 248,1)		211	2	1	4	10

GC = zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines;
Men = espèces menacées des *Listes rouges*, Pot = espèces potentiellement menacées

nant des troncs d'arbres (à hauteur de poitrine) ont été mesurés et le nombre de jeunes arbres avec un diamètre de tronc de moins de 10 cm a été relevé. Les éléments du paysage adjacents ont été identifiés.

Les espèces de plantes de la strate sous les arbres des vergers ont été recensées. La part de récolte d'une espèce a été estimée à partir d'une valeur de 10 % et les espèces apparaissant isolément ont été notées. Le statut menacé des espèces a été attribué selon la *Liste rouge* (Moser *et al.* 2002). Les prairies sous les vergers ont été classées selon les types de prairies du Plateau suisse (voir chapitre 5.1.) décrites par Dietl (1994).

La qualité des vergers haute tige a été appréciée selon les exigences de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE; Conseil fédéral 2001). Etant donné que pour certains critères les données manquaient de précision, nous n'avons pu estimer qu'un potentiel de la qualité selon l'OQE.

Quantité, structure et entretien des arbres

Espèces d'arbres

Nous avons le plus souvent observé dans les vergers haute tige des pommiers (86 %), des cerisiers (69 %), des poiriers (65 %) et des quetschiers (55 %). Des noyers poussaient dans 27 % des vergers. D'autres sortes d'arbres comme le prunier, le mirabellier, les pêchers et les cognasiers n'étaient qu'isolément présentes. Les pommiers dominaient dans la moitié des vergers, les cerisiers dans un cinquième des vergers. Les poiriers et les quetschiers étaient rarement des espèces prédominantes (dans 5 %, respectivement 4 % des vergers).

28,5 % des vergers étudiés contenaient, avec des pommiers, des cerisiers, des poiriers et des quetschiers, un large spectre en espèces d'arbres fruitiers. Dans 26 autres pourcents, se trouvaient trois des quatre types de fruits les plus fréquents. La diversité de combinaisons des vergers se différençait selon les régions biogéographiques. Des vergers avec plus de deux espèces de fruits ont été plus souvent rencontrés dans la région du «Plateau occidental» (81 %) que dans le «Plateau oriental» (62 %) et le «Bassin lémanique et rhénan» (52 %).

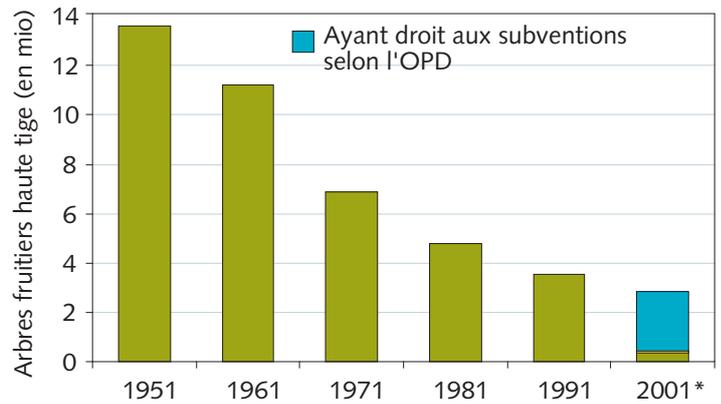
Quantité et densité d'arbres

La plupart des vergers haute tige annoncés n'était composée que de quelques arbres. De plus, leur surface était modeste (figure 3, Tab. 1). 18 % des vergers avaient une quantité d'arbres inférieure à la quantité minimale de 10 arbres requise par l'OQE. 40 % des vergers contenaient entre 10 et 20 arbres. Plus de 100 arbres (103) ont été comptés dans un seul verger. Les vergers étaient en moyenne plus grands sur le «Plateau oriental» que dans les autres régions (figure 3). Une différence statistique n'a toutefois été établie qu'entre le «Plateau oriental» et le «Plateau occidental» (test U de Mann-Whitney, $p=0,003$).

La densité d'arbres fruitiers calculée dans les vergers était généralement entre 10 et 70 arbres par hectare (68 %). Elle s'élevait dans 14 % des vergers à plus de 90 arbres par hectare. Sur le «Plateau oriental», la densité des arbres fruitiers s'élevait seulement à la moitié de celle du «Plateau occidental» et celle du «Bassin lémanique et rhénan» (test U de Mann-Whitney, $p=0,0003$ et $p=0,008$ respectivement). Une strate arborescente «fermée» n'a été constatée que dans un quart des vergers. De grandes trouées étaient reconnaissables dans 55 % des vergers, et dans 17 % des vergers, seuls des arbres isolés étaient présents. En ce qui concerne la surface des vergers et la densité d'arbres fruitiers, aucune différence notable n'a été constatée entre les zones de production.

Structure d'âge

Les vergers haute tige nécessitent un renouvellement et un rajeunissement constants afin d'assurer leur survie à long terme. De jeunes arbres (diamètre du tronc <10 cm) n'étaient présents que dans la moitié des vergers. Dans 30 autres pourcents des vergers, il y avait moins de 20 % des jeunes arbres nécessaires à l'existence des vergers sur le long terme. Seul



* Nbre d'arbres total 2001 (2'628'849) + Evaluation proportion de particuliers (325'302) – correction (88'536)

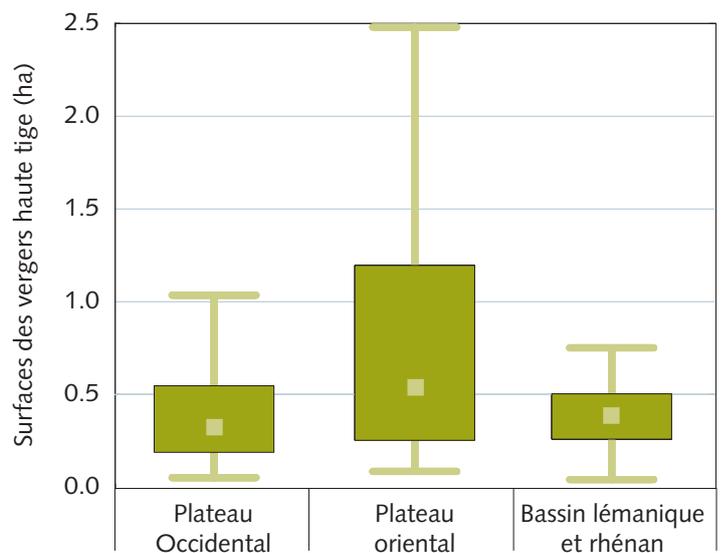


Figure 2/en haut: Evolution en Suisse du nombre d'arbres fruitiers lors des derniers 50 ans et proportion en 2001 des vergers haute tige annoncés comme surface de compensation écologique (Source de données: OFS 2001, AGIS).

Figure 3/en bas: Répartition des surfaces dans les trois régions biogéographiques (médiane, quantile 25 et 75%, minimum, maximum; exceptions exclues).

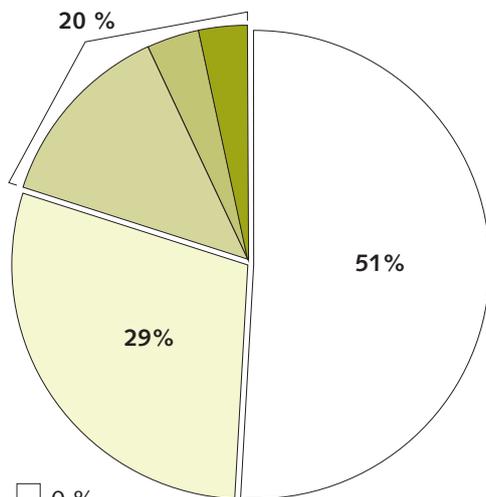
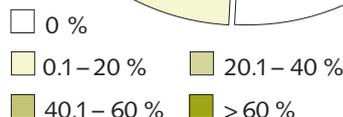


Figure 4: Proportion (%) de jeunes arbres dans les vergers haute tige.



un cinquième des vergers présentait 20 % ou plus de jeunes arbres (figure 4). Trois de ces 37 vergers venaient d'être replantés. A la fin des années 1970, Müller *et al.* (1988) avaient déjà constaté un vieillissement des vergers dans le Canton de Zurich. La proportion de jeunes arbres a varié selon les diverses régions biogéographiques. Sur le «Plateau occidental», 30 % des vergers abritaient toutefois plus que les 20 % de jeunes arbres nécessaires. Dans la région du «Plateau oriental», seuls 20 % des vergers contenaient des jeunes arbres, dans la région du «Bassin lémanique et rhénan» il n'y en avait que dans 8 %. Par contre, la proportion de vergers avec des arbres morts était élevée avec 41 %. Dans 17 % des vergers, aucun jeune arbre n'a été trouvé, mais, par contre, des arbres morts ont été dénombrés.

Taille

L'intensité d'entretien des vergers influence, d'une part, la fréquence de formation de cavités dans le bois (Bitz 1992) et, d'autre part, l'apparition de bois mort. Ce dernier facteur a été évalué sous la forme de branches sèches sur les arbres, ainsi que d'arbres morts ou partiellement dépéris.

60 % des vergers étaient régulièrement taillés. Aucune différence n'a pu être constatée entre les régions biogéographiques, sauf une légère tendance à un peu plus de vergers taillés dans la région du «Bassin lémanique et rhénan» que dans les autres régions.

Des branches mortes et des cavités dans le bois ont été trouvées dans une petite moitié

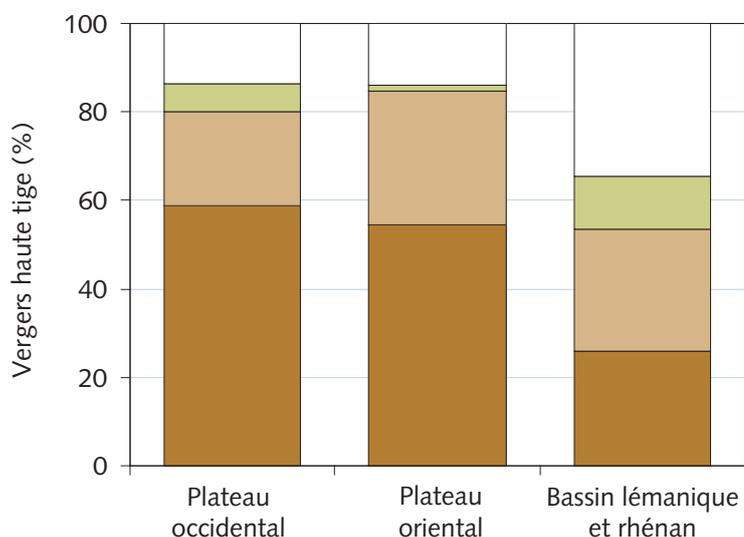


Figure 5: Occurrence de branches mortes et de cavités dans le bois dans les vergers haute tige des trois régions biogéographiques «Plateau occidental» (n=70), «Plateau oriental» (n=69) et «Bassin lémanique et rhénan» (n=48).



des 187 vergers étudiés. Des cavités étaient présentes dans 54 % des vergers haute tige et des branches sèches dans 75 %. Environ 20 % des vergers ne montraient aucune de ces deux structures. Dans les régions du «Plateau oriental» et du «Plateau occidental», des branches mortes et des cavités étaient présentes dans 59 % et 54 % des vergers respectivement. Ces deux structures n'étaient présentes dans la région du «Bassin lémanique et rhénan» que dans 26 % des vergers; en revanche elles étaient absentes dans 34 % des vergers (figure 5).

Milieu et position

56 % des vergers haute tige étudiés étaient adjacents à des routes ou des voies ferrées et 53 % à des bâtiments ou des places. 78 % des vergers haute tige se situaient à côté de prairies ou de pâturages et seulement 5 % à côté de prairies artificielles. Les habitats nécessaires à la mise en réseau, tels que les forêts et les haies, ne jouxtaient qu'exceptionnellement les vergers. D'autres surfaces de compensation écologique (SCE) étaient souvent situées à proximité des vergers annoncés pour la compensation écologique. Pour 41 % des vergers,

d'autres SCE se situaient dans un périmètre de 50 m. Dans ces cas, il s'agissait souvent de prairies extensives ou peu intensives ainsi que des haies.

Strate herbacée

La strate herbacée des vergers haute tige étudiés était en général des prairies exploitées intensivement. Une bonne moitié de ces prairies était régulièrement mise en pâture. Les proportions de surfaces utilisées comme pâturage se différençaient selon la région biogéographique (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,000$). Avec 75 % de prairies mises en pâture, les vergers de la région du «Plateau occidental» étaient plus souvent mis en pâture que ceux du «Plateau oriental» (40 %) et du «Bassin lémanique et rhéan» (34 %).

Des structures rappelant une utilisation antérieure des surfaces des vergers pour des grandes cultures entre les rangées d'arbres (billons et sillons) n'étaient que rarement reconnaissables sur le «Plateau occidental» et sur le «Plateau oriental». Dans la prairie sous-jacente, des buissons n'étaient présents que dans 4 % des vergers, et des mégaphorbiaies dans 17 % des vergers. Ceci montre que les prairies des vergers ont été exploitées et entretenues intensivement. En classant les prairies des vergers selon le type de prairie (Dietl 1994), 80 % d'entre elles étaient des prairies à ray-grass, dont 58 % de ray-grass italien (*Lolium multiflorum*) et 22 % de ray-grass anglais (*Lolium perenne*). 10 % étaient des prairies à trèfle blanc et à vulpin (*Trifolium repens-Alopecurus pratense*) et 4,5 % contenaient des espèces de prairie à dactyle (*Dactylis glomerata*) moyennement intensives. La composition des espèces des 5,5 % de prairies restantes n'a pu être classée dans un type de prairie. Ces surfaces étaient en partie dominées par des espèces de lisière; des espèces indicatrices de pâture, de terrains piétinés, et d'endroits rudéraux sont également fréquemment apparues. Seuls deux des 187 vergers haute tige étudiés présentaient une prairie dont la composition d'espèces correspondait aux exigences de l'OQE.

Espèces de la Liste rouge

Deux espèces (*Silene noctiflora* et *Odontites vernus*) de la Liste rouge valable pour toute la Suisse (Moser et al. 2002), ainsi que 4 espèces des Listes rouges régionales ont été trouvées dans les vergers haute tige. En moyenne, les espèces de la Liste rouge n'ont été trouvées que dans 2 % des surfaces étudiées et les espèces potentiellement menacées dans 9 % des surfaces.

Potentiel pour une qualité selon l'OQE

12 % des vergers haute tige étudiés remplissaient les critères minimaux de l'OQE (Conseil fédéral 2001). Ces proportions variaient entre les régions (figure 6). La région biogéographique avait un effet essentiel sur la répartition des proportions de surface présentant une qualité OQE. De plus grandes proportions de vergers de la région du «Bassin lémanique et rhéan» satisfaisaient les exigences de l'OQE par rapport aux régions du «Plateau occidental» et du «Plateau oriental» (test statistique de Pearson: $p = 0,002$, resp. $p = 0,002$). Des différences entre les zones de production ne sont statistiquement pas significatives.

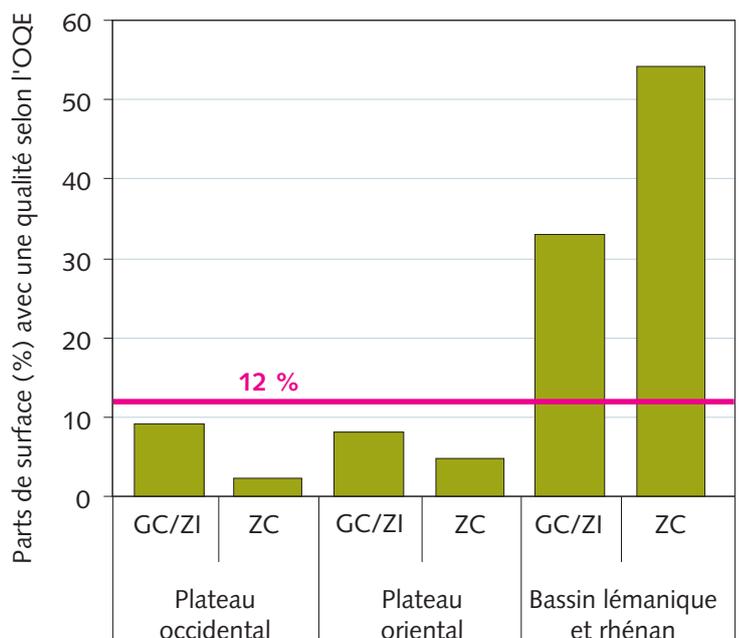
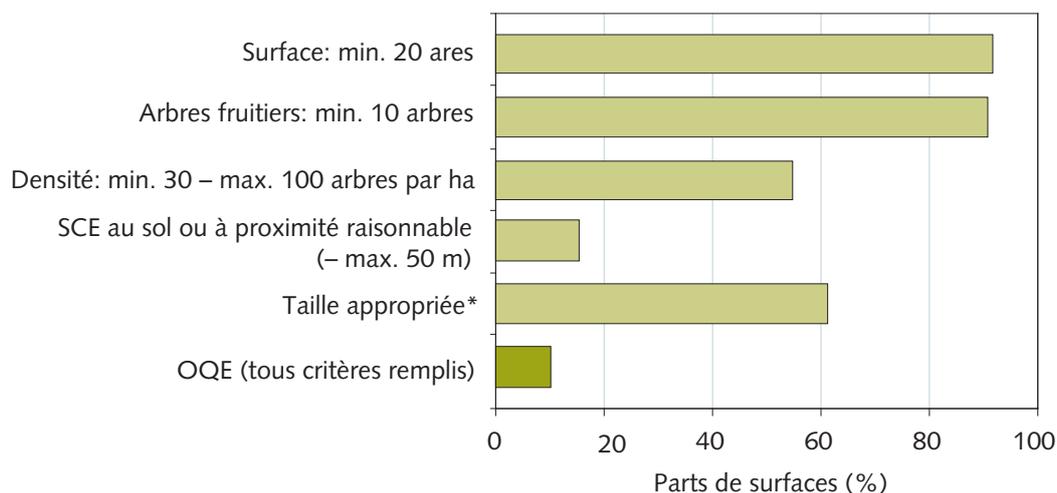


Figure 6: Proportions de surface (%) des vergers haute tige remplissant les exigences minimales en matière de qualité écologique (Conseil fédéral 2001). GC = zone de grandes cultures, ZI = zone intermédiaire, ZC = zone des collines

Figure 7:
Exigences de l'OQE
et proportions de
surface (%) des ver-
gers haute tige dans
lesquels les exigences
étaient remplies
(*la taille des arbres a
été estimée).



Tous les critères fixés par les prescriptions d'exploitation selon l'OQE n'ont pas été atteints de la même façon. En particulier, l'exigence d'une surface écologique adjacente suffisamment grande, soit au pied des arbres, soit à une distance appropriée (distance maximale: 50 m) n'a été rencontrée que dans 17 % des vergers. La densité minimale de 30 à 100 arbres par hectare était atteinte dans 57 % des vergers. Dans plus de 90 % des vergers les exigences minimales de surface et de nombre d'arbres étaient remplies (figure 7).

Conclusions et recommandations

La quantité d'arbres fruitiers et de vergers haute tige a diminué de 79 % au cours des 50 dernières années. L'effectif a même diminué au cours de ces derniers 10 ans de 20 % – ceci malgré l'introduction en 1993 des contributions selon l'OPD (Conseil fédéral 1998).

La plupart des vergers haute tige étaient petits; deux tiers d'entre eux contenaient moins de 20 arbres. Seul un quart environ des vergers étudiés présentait une strate arborescente «fermée». Les prairies sous-jacentes étaient en général pauvres en espèces et étaient exploitées intensivement comme pâturage. Seules deux des prairies de vergers présentaient suffisamment d'espèces des listes de l'OQE. La plupart du temps, les vergers haute tige se trouvaient à proximité de lotissements ou étaient en partie adjacents à des routes, des chemins ou des bâtiments. Ceci a des raisons historiques puisque traditionnellement, les vergers étaient établis autour des villages. Ce n'est qu'exceptionnellement que des lisières, des haies et des buissons favorisant la présence d'oiseaux étaient adjacents aux vergers haute tige.

Seulement 12 % des vergers haute tige remplissaient les exigences minimales de l'Ordonnance sur la qualité écologique. Des vergers d'une bonne qualité se trouvaient le plus souvent dans la région du «Bassin lémanique et rhéna». C'est aussi dans cette région que le vieillissement des arbres a été le plus marqué.

Jusqu'à maintenant, le paiement de contributions par l'Etat pour les vergers haute tige a eu pour objectif principal d'assurer la stabilisation de l'effectif des arbres. Les directives actuelles d'exploitation n'ont aucune influence notable sur l'étendue des vergers haute tige, sur l'entretien des arbres et sur l'intensité d'exploitation de la végétation sous-jacente. Des exigences plus strictes devraient être associées à l'octroi de contributions afin de garantir le maintien à long terme des vergers et d'augmenter leur valeur pour la flore et la faune. Parmi ces mesures, il faut citer: un rajeunissement régulier des populations d'arbres, une utilisation moins intensive des prairies et la présence d'autres structures favorisant la biodiversité (par ex. îlots d'herbe non fauchés, tas de branches ou de pierres, souches). En outre, un nombre suffisant d'arbres, une surface minimale des vergers ainsi que la présence de SCE adjacentes sont importants.

Il faut en tout cas prendre en considération que pour les agriculteurs, des mesures favorisant la valeur des vergers haute tige pour la biodiversité réduisent souvent les possibilités

d'utilisation. De ce fait, leur motivation pour garantir (à long terme) le maintien des arbres a tendance à diminuer. Il faut alors évaluer avec prudence les mesures à prendre et les restrictions d'exploitation doivent être indemnisées financièrement. Dans le cas contraire, la disparition des vergers haute tige se poursuivra comme on le constate depuis 1951.

Bibliographie

- Bitz A., 1992. Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz 15, 593–719.
- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. Dans: AGFF (éd.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Herzog F., 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. Agroforestry Systems 42, 61–80.
- Langensiepen I. et Otte A., 1994. Hofnahe Obstbaum-bestandene Wiesen und Weiden im Landkreis Bad Tölz – Wolfratshausen. Standortkundliche und nutzungsbedingte Differenzierungen ihrer Vegetation. Tuexenia 14, 169–196.
- Moser D., Gyax A., Bäuml B., Wyler N. et Palese R., 2002. *Liste rouge des espèces menacées de Suisse : Fougères et plantes à fleurs*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (éd.). Série: L'environnement pratique. 120 pp.
- Müller W., Hess R. et Nievergelt B., 1988. Die Obstgärten und ihre Vogelwelt im Kanton Zürich. Der Ornithologische Beobachter 85, 123–157.
- Müller W., Schifferli L. et Zwygart D., 1992. Obstgärten – vielfältige Lebensräume. Schweizer Vogelschutz (SVS) Zürich. 16 pp.
- OFS, 2001. Schweizerische Obstbaumzählung 1951, 1961, 1971, 1981, 1991 et 2001. Neuchâtel, Office fédéral de la statistique.
- Weller F., 1996. Streuobstwiesen. Herkunft, heutige Bedeutung und Möglichkeiten der Erhaltung. Dans: Konold W. (éd.), Naturlandschaft, Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Ecomed, Landsberg, 137–160.



Figure 1:
Jachère florale dans
sa deuxième année
d'existence
(Photo: Sibylle
Studer).

5.4 Jachères florales et tournantes (types 7a et 7b)

Lisa Eggenschwiler et Katja Jacot

Sur les terres assolées, les jachères florales et les jachères tournantes qui sont principalementensemencées avec des fleurs sauvages indigènes représentent les éléments de compensation écologique avec la plus grande part de surface. Si elles sont soigneusement conçues et entretenues, les jachères contribuent de façon significative à la conservation et au développement de la biodiversité dans les terres ouvertes. La conservation d'espèces de plantes est même possible après le défrichage des jachères dans des habitats appropriés.

Les jachères florales ont été introduites en 1994 comme élément de compensation écologique spécifique aux terres ouvertes donnant droit à des contributions. Elles sont semées avec des mélanges de graines composés de sarrasin (*Fagopyrum esculentum*) comme plante de couverture et de fleurs indigènes sauvages (figure 1). La fumure ainsi que l'application de pesticides sont interdits. L'application réduite d'herbicides agréés contre certaines plantes problématiques est toutefois autorisée (Conseil fédéral 1998). Une coupe d'entretien n'est permise qu'en hiver et que sur la moitié de la surface au maximum afin que des petits animaux puissent passer l'hiver dans la strate herbeuse non fauchée. Contrairement aux jachères tournantes superficielles et de courte durée introduites en 1999, les jachères florales, organisées généralement en bandes herbeuses, sont maintenues en place pendant 6 années.

Lisa Eggenschwiler
et Katja Jacot,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Depuis leur introduction, la surface de jachères florales et tournantes a constamment augmenté et s'élevait à 3'734 hectares en 2003 sur toute la Suisse (OFAG 2004). Les jachères ont comme principal objectif de préserver et de favoriser la diversité de la flore et de la faune sur les terres assolées. De plus, ces jachères servent à connecter les biotopes semi-naturels et à améliorer l'esthétique du paysage. Une diminution de la contamination des eaux souterraines et de surface peut de plus être atteinte grâce à l'abandon des fumures et de l'utilisation d'herbicides à grande échelle. La couverture permanente du sol par des plantes ralentit l'érosion.

Historique des jachères florales et tournantes

La diversité des espèces dans les terres assolées a fortement diminué du fait de l'intensification de l'agriculture lors de ces 50 dernières années. La végétation ségétale compte aujourd'hui parmi la population de plantes la plus menacée sur les terres assolées (Landolt 1991). Il y a environ 20 ans, des premières idées ont été élaborées pour tenter de stopper cette diminution d'espèces (Müller 1984, Ramseier 1994). Le principe de la jachère itinérante consiste, par exemple, à semer une bande avec des fleurs sauvages et de l'agrandir chaque année d'une largeur d'un côté alors que, de l'autre côté de la bande, la même largeur est remise en culture. Ainsi la bande de jachère se déplace au cours du temps sur tout le champ. Ramseier (1994) a développé des mélanges de graines pour ces jachères itinérantes composées principalement de fleurs sauvages. Le principe de la jachère itinérante se révélant difficile à mettre en pratique, des jachères plus durables ont été proposées le long des bords de cultures ou au sein même des cultures. Les mélanges de graines ont ensuite été développés afin de favoriser les auxiliaires de cultures (Nentwig 1989, Heitzmann *et al.* 1992). Les jachères tournantes sur des parcelles plus étendues et de plus courte durée ont été introduites comme complément des jachères florales qui sont disposées en bande sur une plus longue durée.

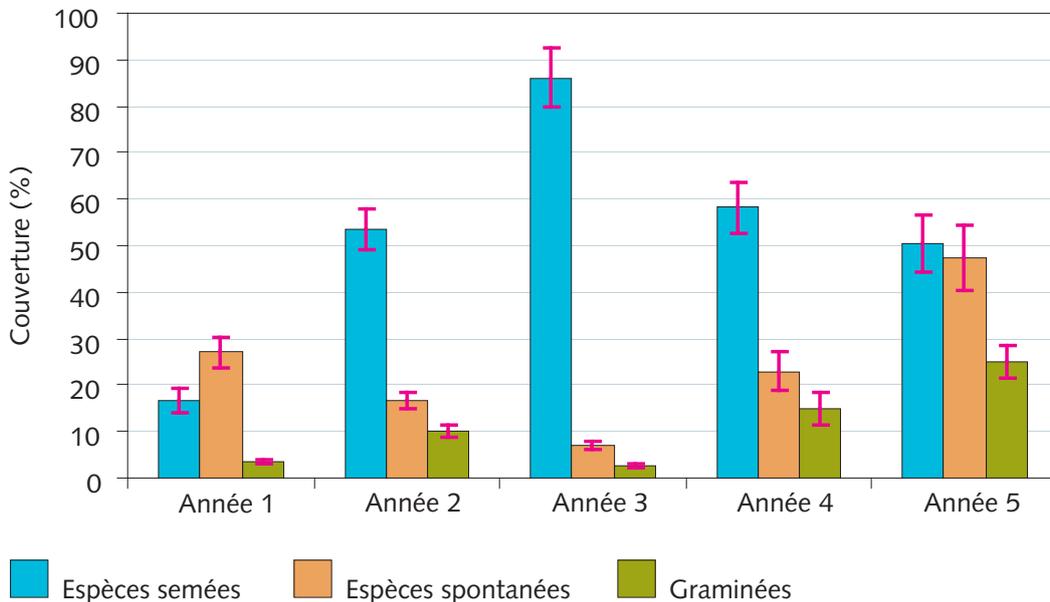


Figure 2: Développement pendant cinq ans de parcelles de jachères florales à Kalchrain (TG) (moyennes et erreur standard, N = 12, dimension des parcelles: 6 x 9 m).

Succession dynamique

Les mélanges de graines actuels pour les jachères contiennent, en plus du sarrasin, entre 20 et 40 espèces différentes d'herbacées sauvages indigènes, de plantes pionnières et de fleurs des champs. Nombre de ces espèces sont précieuses pour la faune et contribuent de plus à une grande diversité de structure de la végétation. Du fait de la composition diversifiée d'espèces de plantes avec des cycles de développement différents, une jachère passe

par des stades très différents. Le sarrasin et les herbacées sauvages annuelles dominent la première année, alors que les plantes pionnières et les fleurs des champs dominent la deuxième et la troisième année. Les jachères plus anciennes se distinguent souvent des autres par l'installation spontanée d'herbes et d'autres espèces de plantes (figure 2).

Sur le Plateau suisse, les jachères florales semées avec des mélanges diversifiés de graines se distinguent généralement des enherbements spontanés par un nombre d'espèces végétales nettement plus grand (Schaffner *et al.* 1998, Eggenschwiler *et al.* 2004a). Ce n'est que sur des sols pauvres en éléments nutritifs et très pierreux que l'on obtient aussi une grande biodiversité sans semis. C'est la raison pour laquelle les enherbements spontanés doivent être conseillés et autorisés par les administrations cantonales.

En cas de mise en jachère méticuleuse et d'un entretien approprié, le semis de mélanges recommandé garantit en général une qualité minimale en diversité et en composition des espèces. Par contre, les mélanges actuels pour jachères ne s'implantent pas correctement sur les sols lourds, ni sur ceux avec une grande capacité en éléments nutritifs. C'est la raison pour laquelle de nouveaux mélanges sont actuellement développés pour ces emplacements.

Envahissement des jachères florales et tournantes par les adventices

Les mauvaises herbes les plus problématiques dans les jachères florales et tournantes sont la cirse des champs (*Cirsium arvense*), le rumex (*Rumex obtusifolius*) et le chiendent (*Agropyron repens*). De manière idéale, les jachères sont mises en place à des endroits où ces espèces n'apparaissent pratiquement pas. En comparaison avec les enherbements spontanés, les jachères semées étouffent mieux les plantes envahissantes (Eggenschwiler *et al.* 2004a). Cependant, ces plantes peuvent se répandre relativement facilement dans les jachères à cause du manque de mesures d'exploitation.

En été 2001, Agroscope FAL Reckenholz en collaboration avec le «groupe de travail sur la compensation écologique en grandes cultures» (en allemand: AGÖAA) a évalué l'invasion par les plantes à problème dans 79 jachères florales et 72 jachères tournantes dans dix cantons. Une grande partie des jachères présentait une densité modérée de cirse des champs et de chiendent (Tab. 1). Les jachères florales étaient plus concernées par ce problème car plus âgées en général. Le rumex et le liseron sont apparus plus rarement avec une forte densité.

En plus des moyens mécaniques de lutte, certains herbicides sont autorisés pour combattre les plantes à problème (Bohren et Delabays 2004). Des critères d'exclusion, édités en 2002 par l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG), veillent à ce que des jachères fortement envahies par des mauvaises herbes ou enherbées soient exclues des contributions écologiques, si aucun assainissement n'est entrepris (Article 45 de l'Ordonnance sur les paiements directs révisée, Conseil fédéral 1998). Cette réglementation contribue à ce que seules des jachères sans problème d'un point de vue agronomique et d'une grande valeur écologique donnent droit aux contributions.

Les jachères contribuent-elles à la conservation de plantes rares?

Les mélanges pour jachères contiennent plusieurs plantes végétales sauvages rares (par ex. *Agrostemma githago*, *Consolida regalis*, *Legousia speculum-veneris*). En plus de ces espèces semées, des espèces de plantes rares apparaissent aussi spontanément dans les jachères. Ainsi la silène des prés (*Silene noctiflora*), menacée, est apparue dans un essai sur des jachères à Kalchrain (TG). Au cours de l'année du semis, les plantes végétales sauvages sont représentées dans la jachère, mais elles disparaissent les années suivantes du fait de la concurrence avec les autres espèces de plantes.

La conservation d'espèces rares de plantes est possible dans des habitats appropriés après l'arrêt de la jachère. Pendant trois ans, nous avons étudié la flore adventice des cultures de

parcelles succédant à des jachères florales âgées de deux ans. Dans chaque cas une moitié de parcelle a été traitée avec des herbicides (Eggenschwiler *et al.* 2004b). De nombreuses espèces du mélange, dont certaines rares, ainsi que des espèces apparaissant spontanément étaient présentes dans les cultures successives (Tab. 2). Leur densité était en général plus grande en cas d'absence d'utilisation d'herbicides. A d'autres endroits, la conservation d'espèces rares (par ex. *Nigella arvensis*, *Agrostemma githago*, *Centaurea cyanus*) a parfois été enregistrée au bord des chemins ou des champs après l'arrêt de la jachère.

Expériences avec les jachères dans la pratique

Agroscope FAL Reckenholz a effectué en 2000 un sondage auprès de 75 agriculteurs dans huit cantons concernant leurs expériences avec les jachères florales et tournantes (Jacot *et al.* 2002). 81 % des agriculteurs étaient satisfaits de l'apparence de leur propre jachère et 74 % ont reçu un écho positif de la part de la population. Certains agriculteurs ont parfois noté des critiques de la part de voisins ou de promeneurs concernant les mauvaises herbes ou le désordre des plantes en hiver.

La conservation de la biodiversité était pour 55 % des sondés une motivation pour créer une jachère. D'autres motifs importants étaient les contributions écologiques (28 %), une charge de travail réduite (30 %) et une amélioration de l'image de l'agriculture (39 %).

Les craintes principales des agriculteurs étaient que les jachères contribuent à la dispersion d'espèces à problème (43 %), que certaines plantes deviennent un problème dans la culture suivante (25 %) et que l'Etat baisse les contributions écologiques pour les jachères (39 %). Par contre, les problèmes avec les limaces, l'embroussaillage ou bien la propagation de maladies des plantes n'ont été que rarement redoutés.

Résumé et perspectives

Les jachères semées peuvent convenir à la sauvegarde et au développement d'espèces de plantes, même au-delà de l'arrêt de la jachère. En outre, plusieurs études ont montré ces dernières années que les jachères florales contribuent de manière essentielle au développement de la faune. Par exemple, des carabes, araignées, lièvres, alouettes et faucons profitent ainsi de la nourriture et de l'habitat offerts par les jachères florales (Weibel 1999, Nentwig 2000, Pfiffner et Luka 2000).

Les jachères florales et tournantes attirent l'intérêt de nombreux agriculteurs et sont appréciées par une grande partie de la population (Jacot *et al.* 2002). En conséquence, il est important d'aborder les questions encore ouvertes. En plus du développement de mélanges de semences pour les sols lourds, des essais sont actuellement en cours afin de contrer un enherbement rapide des jachères en semant *Rhinanthus alectorolophus*, un semi-parasite des graminées.

Bibliographie

- Bohren C. et Delabays N., 2004. Des herbicides pour les vivaces. *Revue UFA* 1, 32–33.
- Conseil fédéral, 1998a. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Eggenschwiler L., Jacot K.A. et Edwards P.J., 2004a. Bedeutung von Samenmischungen und Schnitt für Bunt- und Rotationsbrachen. *Natur und Landschaft* 79(12), 544–550.
- Eggenschwiler L., Jacot K., Studer S. et Edwards P., 2004b. Einfluss von Brachemischungen auf die Entwicklung des Samenvorrats im Boden und die Erhaltung von Pflanzenarten in der Folgekultur. *Botanica Helvetica* 114(1), 49–66.
- Heitzmann A., Lys J.A. et Nentwig W., 1992. Nützlingsförderung am Rand – oder: Vom Sinn des Unkrautes. *Landwirtschaft Schweiz* 5(1–2), 2–36.
- Jacot K., Eggenschwiler L. et Studer S., 2002. Bunt- und Rotationsbrachen: Erfahrungen aus der Praxis. *Agrarforschung* 9(4), 146–151.
- Landolt E., 1991. Plantes vasculaires menacées en Suisse. *Listes rouges nationale et régionales*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne. 185 pp.

- Müller A., 1984. Mit Wanderbrachen gegen die Unvernunft. Tages Anzeiger Magazin 44, 48–51.
- Nentwig W., 1989. Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. II. Successional strips in a winter wheat field. *Journal of Plant Diseases and Protection* 96, 89–99.
- Nentwig W., 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Verlag vaö, Berne. 293 pp.
- OFAG, 2004. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- Pfiffner L. et Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78(3), 215–222.
- Ramseier D., 1994. Entwicklung und Beurteilung von Ansaatmischungen für Wanderbrachen. Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 135 pp.
- Schaffner D., Keller S. et Fried P.M., 1998. Spontanbegrünung von Brachen: Im Mittelland sinnvoll? *Agrarforschung* 5(5), 257–259.
- Weibel U.M., 1999. Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 104 S. <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=13447>.

6 Arthropodes dans les surfaces de compensation écologiques du Plateau



6.1 Description des zones d'études de cas et des méthodes d'analyses

Serge Buholzer, Philippe Jeanneret et Franz Bigler

L'influence des surfaces de compensation écologique sur la biodiversité dans l'agriculture fut observée dans trois études de cas du Plateau suisse. Des groupes d'indicateurs (araignées, carabes, papillons diurnes, criquets et sauterelles) furent étudiés et comparés pendant huit années sur les surfaces de compensation écologiques et dans les cultures. Les lieux choisis furent: Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) et Combremont-le-Grand (VD) ainsi que Ruswil et Buttisholz (LU). Une comparaison de la diversité des espèces de plantes de 33 communes du Plateau avec celles des zones d'études de cas a montré que, en ce qui concerne leur biodiversité, les trois zones d'études choisies sont représentatives de leur région biogéographique.

Les arthropodes représentent environ 65 % de toute la diversité des espèces animales (Hammond 1992). Ils occupent tous les types d'habitats dans le paysage agricole et sont présents sur tous les niveaux trophiques. Grâce à leur sensibilité aux changements de leur habitat, ils sont un bon miroir de la biodiversité générale dans leurs biotopes respectifs. C'est la raison pour laquelle des espèces types d'arthropodes sont particulièrement conseillées comme indicateurs dans les recherches sur la biodiversité (Duelli et Obrist 1998).

Figure 1/en haut:
Vue sur la plaine du Rafzerfeld avec, en arrière plan, les collines de prairies et de forêts.
(Photo: P. Jeanneret).

Figure 2/au milieu:
Paysage de collines dans la zone d'étude de Nuvilly et Combremont-le-Grand
(Photo: F. Herzog).

Figure 3/en bas: Paysage typique de la zone d'étude de Ruswil et de Buttisholz
(Photo: S. Buholzer).

Serge Buholzer,
Philippe Jeanneret
et Franz Bigler,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Les travaux sur les papillons diurnes, les carabes et les araignées furent effectués dans les trois zones d'étude suivantes: Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) et Combremont-le-Grand (VD) ainsi que Ruswil et Buttisholz (LU) (Chap. 6.2–6.4). Des études sur les criquets et sauterelles furent en plus effectuées en 2000 (Chap. 6.5). De plus, afin de pouvoir situer les résultats dans un contexte plus général, sur 42 sites répartis sur le Plateau tous les arthropodes capturés dans des pièges combinés furent recensés selon la méthode du «Rapid Biodiversity Assessment» (Chap. 6.6). Les arthropodes furent aussi utilisés dans les Préalpes comme indicateurs de la biodiversité (Chap. 10).

Dans ce chapitre d'introduction, on trouvera les caractéristiques des trois zones d'études de cas Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) dans lesquelles des recensements synchronisés de papillons diurnes, de carabes et d'araignées furent effectués pendant huit années. Les méthodes de recensement sont décrites et les procédés d'analyses résumés, dans la mesure où ils sont identiques pour les trois groupes.

Les zones d'études de cas

Les trois zones choisies pour les études spécifiques se trouvent dans des régions biogéographiques différentes (Rafzerfeld: Bassin lémanique et rhéan; Nuvilly/Combremont-le-Grand: Plateau occidental; Ruswil/Buttisholz: Plateau oriental) et présentent, pour des raisons climatiques et structurelles, différents modes de cultures principales dans leur exploitation agricole (grandes cultures ou cultures fourragères). La zone d'étude du Rafzerfeld (fig. 1) est une plaine de grandes cultures avec des jachères florales dispersées, quelques prairies en compensation écologique et peu de haies, dont certaines ont été plantées peu avant le début de l'étude, et qui sont en majeure partie annoncées comme surface de compensation écologique (SCE). Les sols bruns lessivés sur des éboulis bien perméables dominent dans la plaine entre Rafz et Wil, alors que, sur les pentes, on trouve plus de terres brunes. Les cultures fourragères se limitent principalement aux pentes et n'ont, avec 8 % de la surface agricole utile (SAU), que peu d'importance pour la zone étudiée (Tab. 1). Environ 60 % des exploitations concernées par l'étude combinaient les grandes cultures et l'élevage.

Le paysage de la zone d'étude de Nuvilly/Combremont-le-Grand est légèrement montagneux. On y trouve autant de grandes cultures que de cultures fourragères (fig. 2). La plus grande partie des SCE est composée de prairies SCE (*prairies extensives* et *peu intensives*). Quelques vergers haute tige entourent les deux villages. La région est parfois structurée par des haies dont seule une petite partie est annoncée comme SCE. Les terres brunes avec un pH bas et d'une structure plutôt mauvaise sur des moraines riches en molasse dominent dans la zone d'étude. Les cultures fourragères sont présentes sur 30 % de la SAU. Une seule des exploitations étudiées n'a pas de bétail.

La zone d'étude de Ruswil/Buttisholz se trouve dans un paysage de collines et elle est marquée par une culture fourragère intensive (fig. 3). Les vergers haute tige y sont richement présents, tout comme les arbres isolés et les haies. Seule une petite partie de ces dernières est annoncée comme SCE. Comme dans les deux autres zones d'étude de cas, une part importante des SCE est composée de *prairies extensives* et de *prairies peu intensives* (fig. 4). Les sols bruns développés sur un placage morainique sont souvent humides à détrempés et plutôt acides. Des animaux sont présents sur toutes les exploitations, parfois avec une haute densité en bétail (vaches laitières et cochons d'engraissement).

Entre 1995 et 1999, la proportion de SCE par rapport à la SAU a fortement augmenté avec l'introduction des prestations écologiques requises (PER). Mais elle a peu changé depuis 2000 dans les trois zones d'étude (fig. 4). Dans la zone d'étude du Rafzerfeld, la proportion de SCE par rapport à la SAU est nettement plus basse que dans les deux autres zones d'études parce que beaucoup de SCE se trouvent sur les versants des alentours, en dehors de la zone d'étude spécifique. Avec 0,1 % de la SAU, les vergers haute tige sont insi-

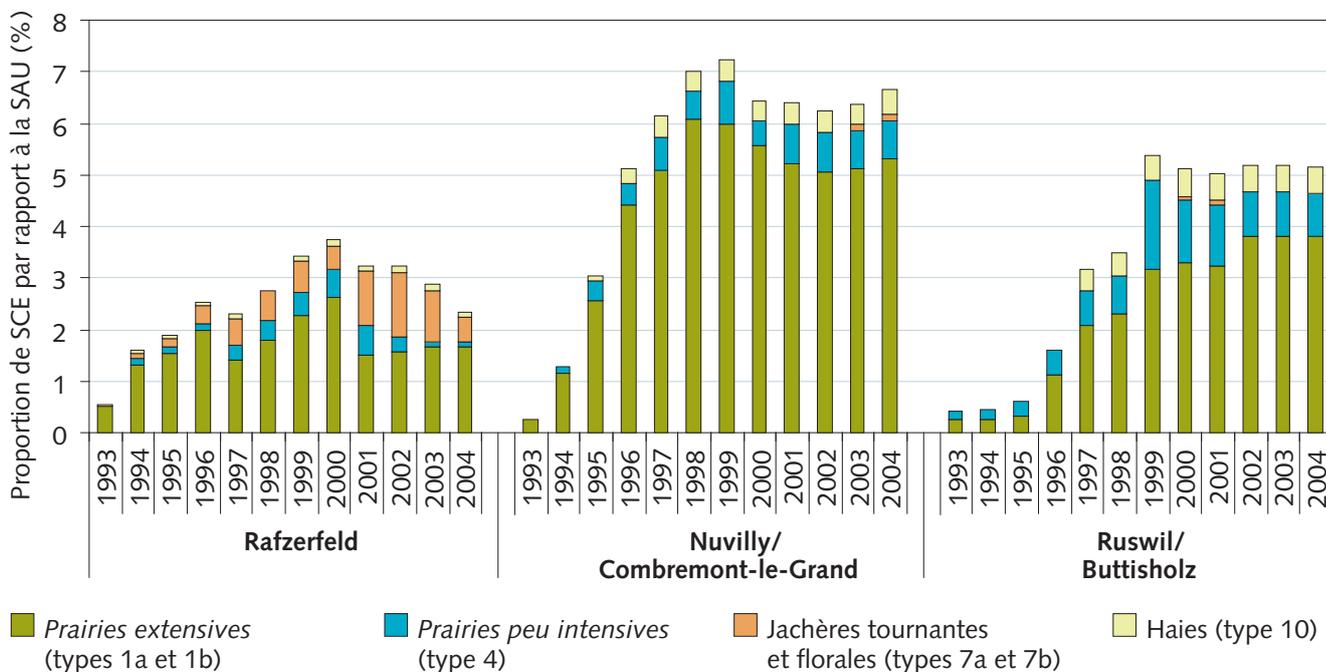


Figure 4: Evolution des surfaces de compensation écologique dans les trois zones d'étude de cas entre 1993 et 2004, sans considération des vergers haute tige.

Tableau 1. Caractéristiques des zones d'étude de cas à Rafzerfeld (Ra), à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et à Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu). Situation 2003; SAU: surface agricole utile; UGB: unités gros bétail.

	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Surface des zones d'étude (ha)	1'016	788	923
Altitude (m)	400 – 500	600 – 700	650 – 800
Ø pluviométrie* (mm/an)	935	879	1'434
Exploitation du sol (% de la surface totale)			
Surface agricole utile (SAU)	60,1	66,8	75,8
Forêt	25,1	26,8	17,1
Lotissements/rues/loisirs	9,0	4,9	5,5
Bosquets/lisières/talus	1,4	1,5	1,4
Carrières/industrie	4,4	0,0	0,0
Exploitation agricole (% de la SAU)			
Grandes cultures	74,9	57,5	23,6
Prairies (inclus prairies artificielles)	9,9	33,6	59,9
Vergers haute tige	0,1	2,2	11,1
Cultures spéciales	12,2	0,0	0,3
Surfaces de compensation écologique	2,9	6,7	5,2**
Structure des exploitations agricoles			
Nombre total d'exploitations étudiées	38	29	38
Exploitation PI	32	29	38
Exploitation BIO	4	0	0
Exploitation conventionnelle	2	0	0
Surface moyenne des exploitations (ha)	21,2	29,1	18,0
Densité de bétail moyenne (UGB/ha SAU)	0,5	1,2	2,3
Nombre d'exploitations avec élevage	22	28	38
Ø Récolte de blé (dt/ha)	60	66	64
Ø Récolte des prairies artificielles (dt/ha)	83	99	119
Ø Récolte des prairies naturelles (dt/ha)	59	74	108

* Pluviométrie selon le SMS, moyenne sur 30 ans des stations de Wil (Ra), Payerne (Nu/Co) et Entlebuch (Ru/Bu)

** Surfaces SCE sans les vergers haute tige
SAU: Surface agricole utile; UGB: Unités de gros bétail

gnifiants dans la zone d'étude du Rafzerfeld. Par contre, ils représentent 2,2 % de la SAU dans la zone d'étude de Nuvilly/Combremont-le-Grand et même 11,2 % dans celle de Ruswil/Buttisholz. Etant donné que les vergers haute tige sont annoncés en tant qu'arbres isolés, ils n'ont pas été considérés dans la figure 4.

Représentativité des zones d'étude de cas pour le Plateau

Afin de pouvoir évaluer la représentativité des trois zones d'étude de cas choisies pour la situation sur le Plateau, des relevés de la végétation de toutes les prairies SCE furent effectués avec la même méthode que sur les 33 communes du Plateau (chapitre 5.1). Les zones d'étude de cas furent respectivement comparées avec les communes des régions biogéographiques identiques.

Dans les trois zones d'étude de cas, la quantité de prairies SCE correspondant aux critères minimaux de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE, Conseil fédéral 2001; au minimum 6 espèces de plantes de la liste d'espèces B) se trouve dans la moyenne des régions biogéographiques correspondantes (fig. 5).

Le nombre de plantes régionalement menacées (*Liste rouge*) des trois zones d'étude de cas se trouve également dans la moyenne en comparaison avec les autres communes des régions biogéographiques correspondantes (fig. 6). Une espèce régionalement menacée fut trouvée au Rafzerfeld, deux à Nuvilly/Combremont-le-Grand et également deux à Ruswil/Buttisholz. Toutefois, ces espèces ne sont pas des espèces indicatrices selon la liste des espèces de l'OQE.

Plan d'échantillonnage

Le choix des types de cultures étudiés s'est fait en tenant compte des modes d'exploitations principales des trois zones d'étude. Les cultures fourragères furent principalement étudiées à Ruswil/Buttisholz et à Nuvilly/Combremont-le-Grand, alors qu'au Rafzerfeld les grandes cultures furent au centre des investigations.

Le plan d'échantillonnage a distingué les deux strates «SCE» et «culture». Le nombre de surfaces étudiées par type de SCE fût proportionnel au nombre réel des différents types de SCE pour une région d'étude spécifique. De 1997 à 1999, une culture principale fût choisie par région. Dès 2000, le nombre de culture a été élargi, les lisières n'ont plus été échantillonnées et nous avons augmenté le nombre de surfaces étudiées par type d'habitats afin de mieux capturer leur variabilité (Tab. 2). Les surfaces d'observation et de capture des arthropodes ont été distribuées dans chaque périmètre de façon à permettre l'analyse spatiale et paysagère comme par ex. l'effet des habitats alentours ou l'influence des proportions relatives des cultures dans l'environnement des surfaces étudiées sur la biodiversité des SCE. Chaque surface étudiées a été marquée à l'aide d'une pièce aimantée introduite dans le sol et référencée à l'aide d'un système de positionnement géographique (GPS). Le marquage permettra de répéter les mesures aux mêmes endroits dans le futur. Les observations/captures des divers arthropodes ont été faites tous les deux ans (Tab. 2).

Des adaptations régulières dans le choix des surfaces à étudier furent nécessaires à cause de la dynamique de la rotation des cultures et de la variabilité des conditions cadres de la politique agricole. Par conséquent, le nombre de surfaces étudiées par type d'exploitation n'a pu être maintenu constant au cours de toute la période de recherche.

Méthodes d'observation

Papillons diurnes

Papillons diurnes observés: Rhopalocera, Hesperidae et Zygaenidae. Les deux espèces de Pieris très similaires *P. napi* et *P. rapae*, ont été enregistrées comme «Pieris sp.» de même que les individus de *Colias hyale* et *C. alfacariensis* comme «Colias sp.».

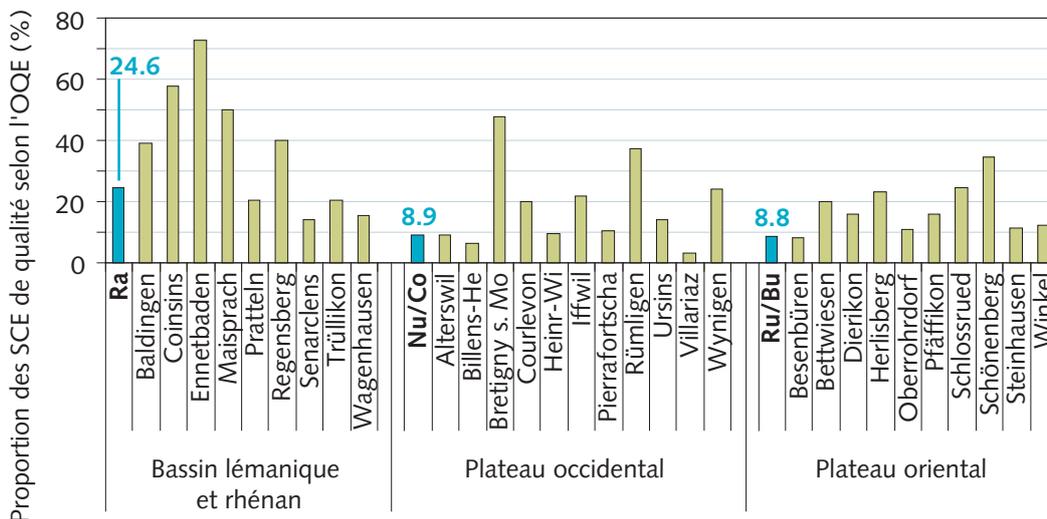


Figure 5/en haut: Comparaison des zones d'étude de cas avec les communes des régions biogéographiques correspondantes en fonction des proportions de prairies SCE avec une qualité selon l'OQE (prairies extensives type 1a et prairies peu intensives type 4). Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennens, Bretigny s_Mo = Bretigny sur Morrens, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

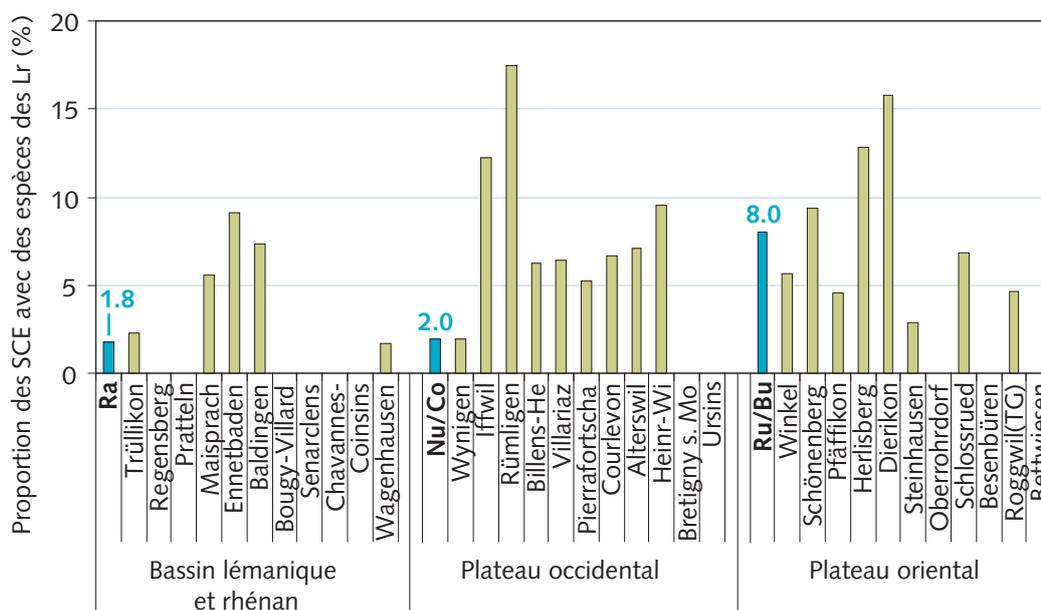


Figure 6/en bas: Comparaison des zones d'étude de cas avec les communes des régions biogéographiques correspondantes en fonction de la proportion de prairies SCE (prairies extensives type 1a et prairies peu intensives type 4) présentant des espèces des Listes rouges régionales en % de toutes les prairies SCE. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennens, Bretigny s_Mo = Bretigny sur Morrens, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Technique d'observation: Les papillons diurnes ont été observés, identifiés et comptés dans une surface de 25 ares (50 m x 50 m) durant 10 minutes. Pour les surfaces de recherche exceptionnellement riches, le temps nécessaire au comptage a été adapté en conséquence afin de permettre d'établir une liste complète des espèces. Les papillons diurnes étaient observés entre 9 heures et 18 heures, par beau temps, avec un minimum de vent. Les observations ont été renouvelées tous les 15 à 21 jours de fin avril – début mai à la fin août, soit 6 fois par saison.

Araignées et Carabes

Les araignées ont été capturées à l'aide du piège Barber, du filet-fauchoir et du parapluie japonais. Les carabes ont été capturés à l'aide du piège Barber.

Pièges Barber: Les araignées et les carabes épigés (actifs à la surface du sol) ont été capturés à l'aide de pièges Barber (piège d'activité; Obrist et Duelli, 1996). Dans chaque surface, trois pièges Barber ont été installés en triangle à 3 m l'un de l'autre. Ils ont été placés en ligne dans les haies (élément étroit, allongé) et dans les cultures (réduction des dérangements lors des travaux des champs). La courte distance entre les trois pièges ne garantit pas leur indépendance. Les trois pièges Barber ne constituent donc pas des répétitions au sens statistique du terme. Les captures des trois pièges Barber par surfaces ont été comptabilisées.

sées ensemble pour les analyses. Deux semaines après la pleine floraison du pissenlit, les pièges étaient ouverts pendant trois semaines, ensuite fermés durant trois semaines et réouverts fin juin pour deux semaines (d'après Duelli 1980). Les pièges ont été relevés après chaque semaine de capture.

Filet-fauchoir: La technique du filet-fauchoir permet la capture de la faune vivant dans la strate herbacée (Matthey *et al.*, 1984). Le filet-fauchoir utilisé est constitué d'un manche de 61 cm de long, auquel un filet de toile résistante de 38 cm de diamètre était accroché sur une armature circulaire. Les échantillons ont été pris en «fauchant» la végétation de 50 coups de droite à gauche dans le sens de la marche, selon un mouvement pendulaire. Les prairies (inclus la sous-végétation des vergers haute tige), les jachères et les champs de céréales ont été échantillonnées 4 à 5 fois durant la saison.

Parapluie japonais: La technique du parapluie japonais permet la capture de la faune vivant dans la strate arbustive et arborescente (Matthey *et al.*, 1984). Le parapluie japonais est constitué d'un entonnoir de toile de 60cm de côté, tenu par un manche et dont l'embouchure rétrécie se termine dans une boîte en plastique. Les branches et les rameaux ont été frappés et secoués à l'aide d'un bâton, afin que les animaux tombent dans l'entonnoir. Dans les haies et les lisières, on a pratiqué, pour un échantillonnage, 3 répétitions de chaque fois 3 à 5 coups à hauteur d'homme à 3 m d'intervalle. Dans les vergers haute tige, 3 à 5 arbres ont été échantillonnés. Les haies, les arbres fruitiers haute tige et les lisières furent échantillonnées 4 à 5 fois durant la saison. Dans le maïs, les échantillons furent pris 3 fois par saison, sur une distance de 3 m, avec 3 répétitions de 3 à 5 coups de bâton à hauteur d'homme.

Données sur le contexte

Pour chaque surface étudiée, des données ont été récoltées sur la position, la végétation, le sol ainsi que sur le type d'exploitation des parcelles. De plus, le type d'exploitation agricole a été cartographiée par parcelles et numérisée sur SIG chaque année et sur l'entier des trois zones d'étude spécifique. Toutes ces données supplémentaires ont été intégrées dans une banque de données et ont été prises en considération comme variables explicatives pour les indicateurs de la biodiversité observés.

Sol

Le type de sol, l'hydromorphie, le profil ainsi que la structure de la couche supérieure du sol de toutes les surfaces étudiées ont été évalués. Si ces données n'étaient pas disponibles grâce à des cartes du sol, elles ont été relevées sur place. En même temps, des échantillons de sols ont été prélevés pour des examens en laboratoire. Ils ont été testés sur leur granulation, leur pH, la teneur en phosphore et en potassium. En tout, 25 paramètres ont été récoltés.

Exploitation

La biodiversité dans la SAU est fortement influencée par la manière et l'intensité d'exploitation (voir par ex. Mclaughlin et Mineau 1995). Pour toutes les parcelles étudiées, plusieurs paramètres (exploitation, histoire, utilisation, fumure, rendements et soins donnés à la parcelle) ont été récoltés lors d'auditions des agriculteurs au cours des années 1997 à 2003. En tout, 50 paramètres d'exploitation ont été considérés (résumé sommaire dans le Tableau 1).

Végétation

La végétation des zones d'étude a été cartographiée tous les deux ans en même temps que les relevés sur les arthropodes terrestres. Toutes les plantes vasculaires ont été enregistrées sur une surface de 100m² autour des pièges et catégorisées selon une échelle d'estimation de leur dominance à cinq niveaux (Lips *et al.* 2000, Dreier *et al.* 2000). Le nombre des espèces de plantes, le type de végétation (Dietl 1994) ainsi que les valeurs moyennes

Tableau 2. Nombre de SCE et de cultures étudiées au Rafzerfeld (Ra), à Nuville/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et à Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) classées selon la zone d'étude et par an.

Arthropodes terrestres/Végétation												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003
Jachères florales	11	9	10	10								
<i>Prairies extensives</i>	7	7	7	13		20	16	16	13	13	13	13
<i>Prairies peu intensives</i>	3	3	6	1		2	5	5	9	8	8	7
Haies	2	2				7	7	7	3	3	7	7
Vergers haute tige						8	7	7	8	8	8	8
Prairies artificielles			5	5		3	7	6	5	5	8	10
Prairies naturelles	2	2	7	6		4	7	7	3	3	6	5
Pâturages						1	5	5			6	7
Céréales	20	20	7	7		10	7	7			7	7
Maïs			7	7								
Betteraves sucrières			7	7								
Total	45	43	56	56	0	55	61	60	41	40	63	64

Papillons diurnes												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004
Jachères florales	11	10	9	10								
<i>Prairies extensives</i>	7	9	12	13	19	18	17	16	12	13	14	14
<i>Prairies peu intensives</i>	3	6	2	1	2	4	5	5	8	8	7	6
Haies	2				7	7	7	7	3	7	7	7
Vergers haute tige					8	7	7	7	8	8	8	8
Prairies artificielles	1	5	6	7	2	6	6	5	6	10	8	8
Prairies naturelles	2	7	7	7	4	7	6	7	2	4	6	7
Pâturages					1	5	6	5		6	7	7
Céréales	8	6	7	7	10	7	7	7		7	7	7
Maïs	2	11	7	7	2							
Plantes sarclées	4	8	7	7								
Oléagineux	5											
Total	45	62	57	59	55	61	61	59	39	63	64	64

indicatrices de fertilité et d'humidité (Landolt 1977) ont été interprétés comme variables explicatives. Les surfaces ont été classées en types de végétation, cas par cas, à l'aide des relevés de la composition des espèces sur les parcelles de 100 m².

Dans aucune des zones d'étude de cas, le nombre moyen d'espèces de plantes des *prairies extensives* (entre 25 et 28 espèces) ne se différencie significativement de celui des *prairies peu intensives* (entre 23 et 27 espèces). A Ruswil/Buttisholz, le nombre moyen d'espèces de plantes des *prairies extensives* (28 espèces) se différencie de manière significative de celui des vergers haute tige (19 espèces). Toutes les autres comparaisons entre les prairies SCE et les prairies naturelles intensives (prairies naturelles et pâturages, sans les prairies artificielles) ne montrent aucune différence significative. En ce qui concerne le nombre moyen d'espèces

Tableau 3. Répartition des types de prairies d'après le type d'exploitation en 2003.

Type d'exploitation	Type de prairie	Ra	Nu/Co	Bu/Ru
Prairies extensives	Prairie à vulpin	–	–	7%
	Prairie à ray-grass	23%	57%	67%
	Prairie à dactyle	–	7%	–
	Prairie à fromental et cirse	–	0%	13%
	Prairie à fromental et à ray-grass	46%	36%	13%
	Prairie à fromental et à sauge	31%	–	–
Prairies peu intensives	Prairie à ray-grass	–	83%	60%
	Prairie à dactyle	–	17%	–
	Prairie à fromental et cirse	–	–	20%
	Prairie à fromental et à ray-grass	100%	–	20%
Vergers haute tige	Prairie à ray-grass	–	100%	100%
Prairies naturelles	Prairie à vulpin	–	–	10%
	Prairie à ray-grass	43%	86%	90%
	Prairie à dactyle	–	14%	–
	Prairie à fromental et à ray-grass	57%	–	–
Pâturages	Prairie à ray-grass	–	67%	100%
	Prairie à fromental et à sauge	–	33%	–
Prairies artificielles	Prairie à ray-grass	100%	100%	100%

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

de plantes au sein des différents types d'exploitation, aucun changement notoire n'a été constaté au cours des années d'études (de 1997 à 2003). La période d'observation fut trop courte pour pouvoir observer un effet de l'extensification sur la quantité d'espèces de plantes dans les prairies SCE.

Les grandes cultures de céréales, de maïs et les cultures sarclées ne présentent presque aucune différence. Pour cette raison, aucune distinction significative du nombre d'espèces de plantes n'a été constatée, ni entre les cultures, ni au cours des années d'observation. En tout six différents types de végétation ont été trouvés dans les surfaces fourragères. Trois types de végétation peuvent être classés comme herbages intensifs: les prairies à vulpin, celles à ray-grass et les prairies à dactyle; les trois autres types de végétation correspondent plutôt à la prairie à fromental classique. Il s'agit de la prairie à fromental et à sauge (Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand) pour les endroits secs, de la prairie à fromental et à ray-grass pour les endroits frais et de la prairie à fromental et à cirse maraîcher (*Cirsium oleraceum*) dans les lieux humides (Ruswil/Buttisholz). Si au moins quatre espèces indicatrices avec un potentiel de rétablissement étaient constatées lors des relevés, la prairie était classée dans le type de prairie à fromental correspondant.

Plus de la moitié de toutes les prairies et pâturages étudiés ont été incluses dans le type de prairie «prairie à ray-grass» (tab. 3). Parmi celles-ci comptent tous les vergers haute tige et les prairies artificielles étudiés en 2003. Ce genre de prairie domine aussi les SCE à Ruswil/Buttisholz et à Nuvilly/Combremont-le-Grand. La prairie à fromental et à sauge, riche en espèces, représente 31 % des prairies extensives au Rafzerfeld et 33 % des pâtures à Nuvilly/Combremont-le-Grand, alors que ce genre de type de prairie est absent à Ruswil/Buttisholz.

Méthode d'analyse

Le cadre du projet et les données acquises ont conduit à une palette très large d'analyses indispensables au but à atteindre, à savoir la mesure de l'effet des SCE sur la biodiversité. Les analyses ont essentiellement relevé des procédures utilisées en écologie numérique et elles se sont concentrées sur deux principaux aspects de la biodiversité: (1) le nombre d'espèces et d'individus (diversité α , analyses uni-variables), et (2) la composition en espèces (diversité β , analyses multi-variables). L'étude de la richesse en espèces donne une appréciation générale de la diversité, mais ne conduit pas forcément à une valorisation aisée et satisfaisante (certains milieux peuvent être pauvres en espèces, mais dotés d'espèces extrêmement rares). Par contre, l'analyse de la composition en espèces permet une appréciation beaucoup plus fine de la valeur des milieux. Pour les analyses, les captures et les observations ont été réunies par année d'étude et par surface étudiée. Les hypothèses de travail sont les suivantes:

Hypothèse générale:

Les SCE se distinguent globalement des cultures par leurs nombres d'espèces et d'individus totaux, leurs espèces spécialistes et les espèces de la *Liste rouge*, et leur composition en espèces.

Hypothèses spécifiques:

- Les prairies des surfaces écologiques (les *prairies extensives* et *peu intensives*) se distinguent des prairies intensives (prairies naturelles, pâturages et prairies artificielles). De plus les *prairies extensives* se différencient des *prairies peu intensives*.
- Les jachères florales se distinguent des grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, sols sarclés et oléagineux).
- Les vergers d'arbres à haute tige se distinguent des prairies permanentes intensives (prairies naturelles et pâturages).
- Les haies se distinguent des cultures intensives / des prairies permanentes intensives.
- L'évolution de la diversité des arthropodes au cours de l'étude est positive (suivi sur 7 à 8 années; 1997–2003 pour les araignées et les carabes; 1998–2004 pour les papillons diurnes).
- Les différences globales et spécifiques décrites ci-dessous sont indépendantes de facteurs abiotiques d'influence comme le type de sol, la pente, l'exposition, la distance à la forêt et la proportion de grandes cultures aux alentours des surfaces étudiées.

Les comparaisons sont effectuées, dans le domaine uni-variable, à l'aide de l'analyse de variance (ANOVA, Sokal et Rohlf, 1995) avec le test post-hoc de Bonferonni, et du test de Kruskal-Wallis dans le cas de distribution non normale ou d'inhomogénéité des variances. Dans le domaine multi-variable, le test est réalisé à l'aide de permutations de Monte Carlo incluses dans l'analyse de redondance (RDA, Ter Braak, 1996). Les programmes informatiques utilisés pour les analyses sont STATISTICA (StatSoft, Tulsa, OK) et CANOCO (Ter Braak et Smilauer 2002). Les facteurs abiotiques d'influence, qui ont exercé un effet significatif, ont été introduits comme co-variables dans les analyses afin d'éliminer leurs effets.

Les résultats des analyses multi-variables sont représentés sur des diagrammes d'ordination (Chap. 6.2–6.4). Ces derniers permettent de représenter des différences entre les surfaces étudiées grâce à la position et à la distance entre les points particuliers. Trois types de diagrammes d'ordination sont utilisés:

- Diagrammes d'ordination sur lesquels les points représentent les surfaces étudiées. Un point représente une communauté d'espèces d'une surface étudiée. La distance entre deux points du diagramme correspond à la différence des communautés d'espèces des deux surfaces étudiées (plus la distance entre deux points est grande, plus grandes sont les différences entre les communautés d'espèces).

- Diagrammes d'ordination sur lesquels un point représente le centroïde (coordonnée moyenne) de toutes les surfaces étudiées d'un habitat. Ce point reflète la composition moyenne d'espèces d'un type d'habitat. La distance entre deux points dépeint la différenciation entre la composition moyenne d'espèces des types d'habitats respectifs.
- Diagrammes d'ordination sur lesquels les surfaces d'études extrêmes d'un type d'habitat sont reliées par une ligne, formant un polyèdre. Celui-ci exprime la variabilité «intra-habitat» ainsi que la similitude globale entre les types d'habitats.

Bibliographie

- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. Dans: AGFF (éd.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Duelli P., 1990. Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32, 211–222.
- Duelli P. et Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297–309.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. et Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. *Agrarforschung* 7(5), 206–211.
- Hammond P.M., 1992. Species Inventory. Dans: Groombridge B. (éd.), *Global Biodiversity, Status of the Earth's Living Resources*, Chapman and Hall, London, 17–39.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P. et Bigler F., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. *Agrarforschung* 7(3), 106–111.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. *Agrarforschung* 3(4), 149–152.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Matthey W., Della Santa E. et Wannenmacher C., 1984. Manuel pratique d'écologie. Payot, Lausanne. 264 pp.
- Mclaughlin A. et Mineau P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(3), 201–212.
- Obrist M.K. et Duelli P., 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft* 69, 361–369.
- Sokal R. et Rohlf F.J., 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3ème édition. Freeman. New York. 887 pp.
- Ter Braak C.J.F., 1996. Unimodal models to relate species to environment. *Agricultural Mathematics Group-DLO, Wageningen, the Netherland*. 266 pp.
- Ter Braak C.J.F. et Smilauer P., 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 500 pp.

6.2 Araignées

Philippe Jeanneret, Stefano Pozzi, Iris Klaus et Stephan Bosshart

Les surfaces de compensation écologique (SCE) abritent des assemblages d'araignées qui se distinguent significativement de ceux des cultures et qui sont caractérisés par la présence d'espèces indicatrices et exclusives. Les types de SCE qui favorisent nettement la richesse en espèces d'araignées sont les milieux à forte structure de végétation, c'est-à-dire les haies, les vergers traditionnels et les jachères. Ensemble, les *prairies extensives* et *peu intensives* sont composées d'assemblages significativement différents de ceux des prairies intensives, mais n'ont pas de valeur particulière pour la protection de la nature. L'évolution au cours des 6 années d'étude montre une faible mais perceptible amélioration de la valeur des SCE.

Richesse en espèces et abondance

Dans les 3 régions du plateau suisse étudiées (voir chap. 6), 291 espèces d'araignées et 208'000 individus ont été capturés et identifiés (Tab. 1), ce qui représente 32% de la faune arachnologique suisse (Maurer et Hänggi 1990) (voir Chapitre 6.1 pour le détail du nombre de stations par type d'habitat, année et région). Nettement, le plus grand nombre d'individus a été capturé à Nuvilly/Combremont-le-Grand au total et en moyenne par année (26'500/an) près de 150 individus de plus en moyenne par station ont pu être capturés à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Le nombre moyen d'espèces par station est, dans une moindre mesure, également plus élevé à Nuvilly/Combremont-le-Grand.

Dans les 3 régions, le nombre d'espèces «spécialistes» se situe aux environs de 30 % du nombre d'espèces total. Peu abondantes, les espèces spécialistes représentent 1–3% du nombre d'individus total. Les espèces d'araignées définies comme spécialistes sont des espèces fidèles à un type de biotope. Leur fidélité est estimée à l'aide d'un indice prenant des valeurs de 1 à 6 (voir Pozzi *et al.* 1998).

Globalement, la plus grande richesse en espèces a été observée dans les haies (Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/

Figure 1: *Oedothorax apicatus*, espèce typique des champs cultivés (Photo: Jørgen Lissner)



Tableau 1. Nombre total et moyen (par station/année) d'espèces (S), et d'individus (N) d'araignées (total, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra, quatre années de capture), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co, trois années de capture) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu, quatre années de capture).

Diversité		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	211	202	165
	Moyen	24	28	18
N	Total	60'193	79'575	67'918
	Moyen	301	452	327
S-spécialistes	Total	66	68	46
	Moyen	2	3	2
N-spécialistes	Total	705	1'932	1'451
	Moyen	4	11	8

Philippe Jeanneret,
Iris Klaus et Stephan
Bosshart,
Agroscope FAL
Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Stefano Pozzi,
Service Romand de
la Vulgarisation
Agricole,
1000 Lausanne et
Agroscope
RAC Changins,
case postale 154,
1260 Nyon 1

Buttisholz) et les jachères florales (Rafzerfeld) (Fig. 2). C'est également dans ces milieux que le plus grand nombre d'espèces spécialistes est rencontré, ainsi que dans les vergers traditionnels. Hormis dans le cas des jachères, ceci s'explique par la grande part d'espèces spécialistes trouvées dans la strate arborescente de ces milieux.

Bien qu'en règle générale, les nombres d'espèces soient légèrement plus élevés dans les SCE (*prairies extensives*, *prairies peu intensives*, vergers traditionnels, jachères florales, haies), la différence avec les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) n'est pas grande. Pourtant, la comparaison de la

Le rôle des araignées comme auxiliaires des cultures

La biologie des araignées et leur rôle dans la régulation des populations d'insectes et surtout des insectes nuisibles aux cultures ont fait l'objet de nombreuses recherches. Il ressort de ces études que l'assemblage des espèces d'araignées rencontrées dans les cultures exerce globalement une pression significative sur le développement des insectes ravageurs.

Dans les cultures, deux familles dominent et se partagent les proies telles que les pucerons, les collemboles et les larves de diptères (mouches), ce sont les araignées-loup (*Lycosides*) qui chassent en courant et les araignées à baldaquin (*Lyniphides*) qui capturent leurs proies dans une toile. La consommation d'une araignée seule est relativement faible, mais la densité d'araignées dans une culture peut être très importante et atteindre jusqu'à 100 individus/m².

Pourtant, très peu d'espèces d'araignées peuvent passer tout leur cycle de développement à l'intérieur d'une parcelle. La plupart des champs cultivés doivent être recolonisés chaque année depuis les milieux avoisinants par voie terrestre ou par voie aérienne.

Pour cette raison, il est primordial d'avoir à l'échelle du paysage un nombre suffisant d'habitats semi-naturels de bonne qualité. Les surfaces de compensation écologiques peuvent jouer ce rôle.

richesse en espèces entre les types d'habitat montre que les SCE mises ensemble contiennent significativement plus d'espèces que les cultures (Tab. 2), avec 3/3 années significatives à Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2/4 années significatives à Ruswil/Buttisholz et 3/4 années significatives au Rafzerfeld. Par contre, les nombres d'individus capturés dans les SCE et dans les cultures sont similaires. La différence dans le nombre d'espèces spécialistes entre les SCE et les cultures est contrastée: à Nuvilly/Combremont-le-Grand il y a 3/3 années significativement plus d'espèces spécialistes, à Ruswil/Buttisholz jamais significativement plus d'espèces et au Rafzerfeld 2/4 années significativement plus d'espèces.

La différence dans le nombre d'espèces entre les **prairies SCE** (*prairies extensives* et *prairies peu intensives*) et les prairies intensives (prairies naturelles intensives, pâtura-

ges intensifs et prairies artificielles) n'est pas significative (1 seule année significative pour la richesse en espèces et le nombre d'individus à Nuvilly/Combremont-le-Grand, Tab. 2). De manière plus détaillée, il n'y a jamais significativement plus d'espèces, plus d'individus, plus d'espèces spécialistes ni plus d'individus spécialistes dans les *prairies extensives* que dans les prairies intensives (Fig. 2, Tab. 2). Pour les *prairies peu intensives*, le résultat est similaire, à l'exception d'une année au Rafzerfeld où la différence est positivement significative (Fig. 2, Tab. 2).

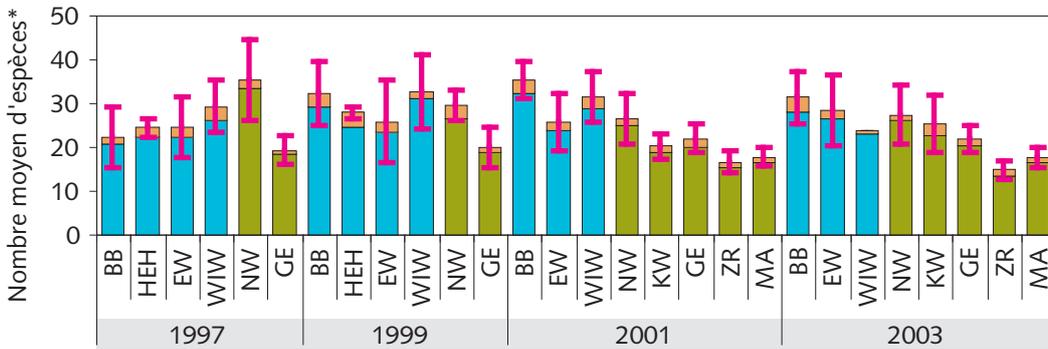
Malgré qu'en général, plus d'espèces aient pu être capturées dans les **vergers traditionnels** que dans les prairies permanentes intensives (prairies naturelles intensives et pâturages intensifs), cette différence n'est significative qu'à Nuvilly/Combremont-le-Grand 1/3 années, tant pour la richesse en espèces totale que pour le nombre d'espèces spécialistes (Fig. 2, Tab. 2).

Au Rafzerfeld, seule région d'étude des **jachères florales**, la richesse en espèces est significativement plus élevée dans les jachères que dans les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs et betteraves) (3/4 années) (Fig. 2, Tab. 2). Par contre, le nombre d'individus capturés n'est pas plus élevé et la richesse en espèces spécialistes, seulement 1/4 années significativement plus élevée.

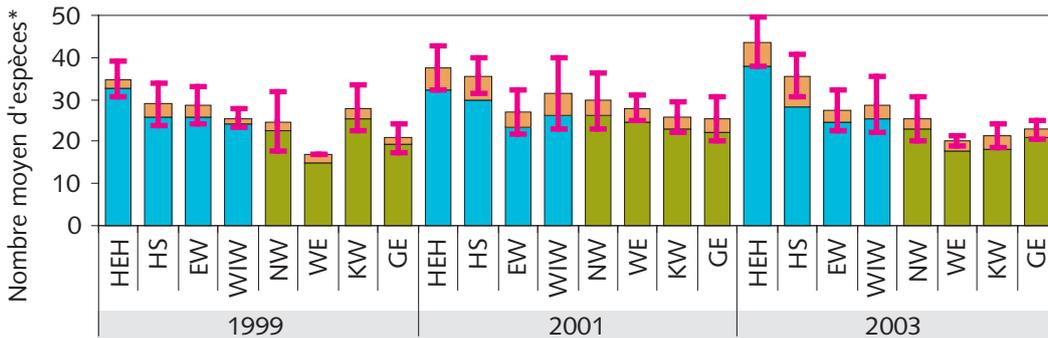
Les **haies** sont significativement plus riches en espèces que les cultures à Nuvilly/Combremont-le-Grand (3/3 années pour la richesse en espèces totale et 1/3 années pour les espèces spécialistes) mais pas à Ruswil/Buttisholz (Fig. 2, Tab. 2).

Sur la richesse en espèces totale, le nombre d'individus et le nombre d'espèces spécialistes, l'effet des SCE est globalement modéré, mais la tendance est positive (la Table 2 ne contient pratiquement que des «0» et des «+»).

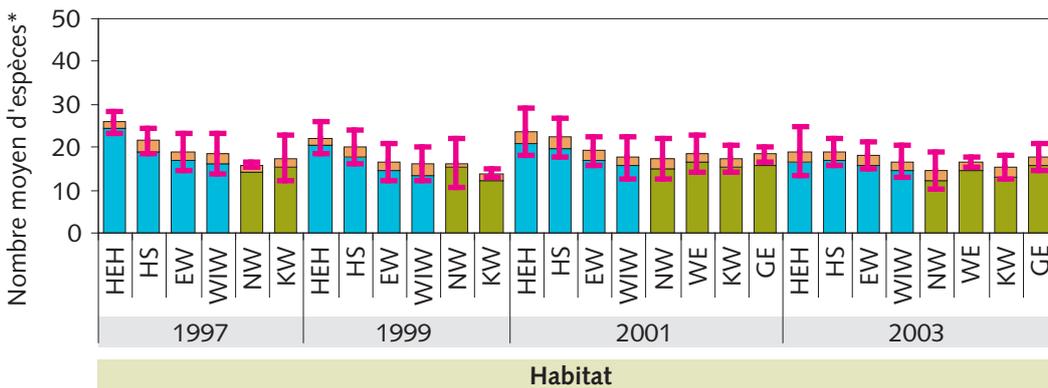
Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz



- Habitat**
- Espèces généralistes dans les SCE
 - Espèces généralistes dans les cultures
 - Espèces spécialistes
- HEH = haies
 HS = vergers traditionnels
 BB = jachères florales
 EW = prairies extensives
 WIW = prairies peu intensives
 NW = prairies naturelles intensives
 WE = pâturages intensifs
 KW = prairies artificielles
 GE = céréales
 MA = maïs
 ZR = betteraves

Figure 2: Nombre moyen d'espèces d'araignées (+/- erreur standard) et part des espèces spécialistes dans les SCE (prairies extensives, prairies peu intensives, vergers traditionnels, jachères florales, haies) et les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) dans les 3 régions de 1997 à 2003.

Au cours du temps, on observe une augmentation de la richesse en espèces (Rafzerfeld), du nombre d'individus (Ruswil/Buttisholz, Rafzerfeld), et du nombre d'espèces et d'individus spécialistes (Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz) dans les SCE (Fig. 2, Tab. 3). Cette augmentation du nombre d'espèces entre 1997 et 2003 observée dans les SCE ne s'accompagne pas d'une augmentation dans les cultures, dans lesquelles la richesse en espèces et le nombre d'individus restent globalement stables.

Les facteurs d'influence stationnels et paysagers ont un effet modéré sur la richesse en espèces, le nombre d'individus et les espèces spécialistes. A Ruswil/Buttisholz, la pente et la distance à la forêt explique une part significative de la différence entre les habitats 2/4 années, à Nuvilly/Combremont-le-Grand, le type de sol est significatif 1/3 années et au

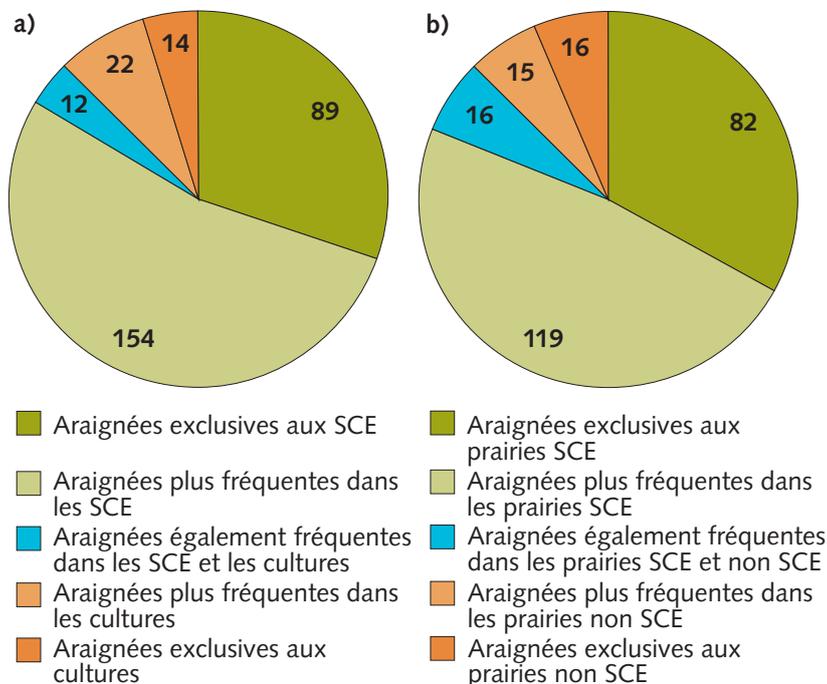
Rafzerfeld, la distance à la forêt et l'exposition sont significatives 1/4 années. Cette influence n'obscurcit en aucun cas la différence entre les types d'habitats. En d'autres termes, les différences significatives entre les SCE et les cultures sont indépendantes du type de sol, de la pente, de l'exposition, de la distance à la forêt et de la proportion de grandes cultures aux alentours des stations échantillonnées.

Composition en espèces et assemblages

Figure 3: Distribution de l'occurrence des espèces d'araignées dans (a) les SCE (prairies extensives, prairies peu intensives, vergers traditionnels, jachères florales, haies) et les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) et (b) les prairies SCE (prairies extensives et peu intensives) et les prairies intensives (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles), basée sur les données des 3 régions.

Globalement, les araignées rencontrées dans l'étude appartiennent aux espèces courantes des paysages cultivés de l'Europe de l'ouest. Les espèces les plus abondantes, avec plus de 10'000 individus sont *Pardosa palustris* (54'000), *Pachygnatha degeeri* (27'000), *Oedothorax apicatus* (19'000), *Erigone dentipalpis* (17'000), *Oedothorax fuscus* (15'000), *Erigone atra* (14'000) et *Pardosa agrestis* (12'000). Elles représentent 76 % des captures. À ces espèces s'ajoute *Trochosa ruricola*, moins abondante en nombre d'individus (5'000). Sur 291 espèces (total des 3 régions), environ 50 % apparaissent moins de 10 fois, le nombre total d'occurrences possibles étant de 584 (3 années à Nuvilly/Combremont-le-Grand, 4 années à Ruswil/Buttisholz et au Rafzerfeld, avec env. 60 stations par région/année) et 13 espèces apparaissent plus de 292 fois (50 % des occurrences possibles). La communauté est donc essentiellement composée d'espèces peu abondantes et peu fréquentes, et est dominée en abondance d'individus par quelques espèces seulement. Cette structure n'est pas exceptionnelle chez les arthropodes.

Les espèces rares, apparues moins de 5 fois, sont au nombre de 104 et sont considérées en général comme peu communes à l'échelle de la Suisse (indice de rareté moyen de 4, sur une échelle de 1 à 6 selon Pozzi *et al.* 1998). Par contre, 2 espèces considérées comme très rares (indice de rareté 6) apparaissent plus de 50 fois dans notre étude, soit *Collinsia inerrans*, essentiellement capturée dans les prairies extensives et vergers traditionnels de



Nuvilly/Combremont-le-Grand et *Philodromus aureolus*, essentiellement capturée dans les vergers traditionnels de Nuvilly/Combremont-le-Grand et de Ruswil/Buttisholz. L'étude de l'exclusivité des espèces montre que 89 espèces ont été capturées uniquement dans les SCE et jamais dans les cultures (Fig. 3a). Parmi ces espèces, les plus exigeantes écologiquement (indice de fidélité de 4 à 6 sur une échelle de 1 à 6 selon Pozzi *et al.* 1998) et qui apparaissent plus de 10 fois, sont *Synaema globosum*, *Thomisus onustus* et *Philodromus praedatus*, toutes trois capturées dans les vergers traditionnels et les haies à Nuvilly/Combremont-le-Grand. D'autre part, 154 espèces ont été plus fréquemment capturées dans les SCE que dans les cultures. Par contre ces dernières n'ont révélé que 22 espèces capturées plus fréquemment et 14 espèces exclusives (Fig. 3a).

L'analyse des assemblages spécifiques éclaire d'une lumière différente l'effet des SCE sur la faune arachnologique, en comparaison de la richesse en espèces. Les assemblages d'espèces réagissent plus sensiblement aux types d'habitats, car non seulement le nombre d'espèces et leurs abondances sont pris en considération, mais également la composition en espèces.

Tableau 2. Différences dans les nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) d'araignées (total, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation.

Région	Diversité	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	S	o+++	nnoo	nnoo	nn+n	n	o+++	n
	N	ooo+	nnoo	nnoo	nnon		oooo	
	S-spécialistes	oo++	nn+o	nnoo	nnon		oo+o	
	N-spécialistes	oo+o	nnoo	nnoo	nnon		oooo	
Nu/Co	S	+++	oo+	ooo	noo	oo+	n	+++
	N	ooo	+oo	ooo	noo	ooo		o-o
	S-spécialistes	+++	ooo	ooo	noo	oo+		oo+
	N-spécialistes	ooo	ooo	ooo	noo	ooo		ooo
Ru/Bu	S	oo++	oooo	oooo	oooo	oooo	n	nnoo
	N	ooo-	ooo-	oooo	oooo	oooo		nn--
	S-spécialistes	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		nnoo
	N-spécialistes	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		nnoo

+ ou - : valeur plus élevée ou moins élevée dans les SCE ($p < 0.05$)

o : pas de différence significative

n : non testé à cause du trop petit nombre de stations

Les signes sont rangés par année croissante

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, vergers traditionnels, jachères florales, haies

Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves

Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives

Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles

Prairies permanentes intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs

Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves

Tableau 3. Évolution de 1997 à 2003 des nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) d'araignées (total, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), dans les SCE et les cultures.

Diversité	Ra		Nu/Co		Ru/Bu	
	SCE	Cultures	SCE	Cultures	SCE	Cultures
S	+	o	o	»	»	o
N	+	o	-	o	+	o
S-spécialistes	o	o	+	»	o	o
N-spécialistes	o	o	o	+	+	+

+ ou - : augmentation ou diminution significative de 1997 à 2003 ($p < 0.05$)

o : pas d'augmentation ni de diminution significatives

» : fluctuations significatives

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels

Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves

Notamment, les assemblages spécifiques des SCE se différencient toujours (à l'exception de Ruswil/Buttisholz en 1999) significativement des assemblages des cultures (Tab. 4).

La différenciation entre les assemblages des **prairies SCE** (*prairies extensives* et *prairies peu intensives* combinées) et les assemblages rencontrés dans les prairies intensives dépend de la région. Si la différence n'est pas marquée à Nuvilly/Combremont-le-Grand (1/3 années significative) et au Rafzerfeld (non significative), elle l'est en particulier à Ruswil/Buttisholz avec 4/4 années significative (Tab. 4). Le diagramme d'ordination montre particulièrement bien la différence entre les assemblages des prairies intensives d'un côté et ceux des *prairies extensives* et *peu intensives* de l'autre (Fig. 4). *Metellina mengei* est l'espèce qui caractérise le mieux les assemblages des prairies SCE ('metmen', Fig. 4) (espèce caractéristique dont plus de 2/3 des individus sont capturés dans les prairies SCE ; voir Duelli *et al.* 1990). Elle est accompagnée d'une autre espèce caractéristique, *Cnephalocotes obscurus* ('cneobs') et d'espèces indicatrices telles que *Pardosa amentata* ('parame'), plutôt typique des milieux humides (Hänggi *et al.* 1995), *Alopecosa pulverulenta* ('alopul') et *Metellina segmentata* ('metseg') (espèces indicatrices significativement plus abondantes et plus fréquentes dans un milieu donné que dans d'autres selon la méthode IndVal, Dufrêne et Legendre 1997). Considérées séparément, les assemblages des *prairies extensives* ne se distinguent pas clairement des assemblages des prairies intensives et les *prairies peu intensives* encore moins (Tab. 4, peu de différences significatives). L'étude de l'exclusivité montre que 82 espèces sur 291 (pool des 3 régions et des 3 et 4 années) apparaissent exclusivement dans les prairies SCE et 119 espèces plus fréquemment dans les prairies SCE que dans les prairies intensives (Fig. 3b). Parmi celles-ci, 38 espèces apparaissent également dans d'autres SCE et 15 espèces peuvent être considérées comme rares ou très rares. Les prairies intensives comportent 31 espèces rencontrées exclusivement ou plus fréquemment que dans les prairies SCE.

Les **vergers traditionnels** sont composés d'assemblages significativement différents de ceux des prairies naturelles intensives (Tab. 4). Deux espèces sont caractéristiques et indicatrices des vergers traditionnels, *Theridion pinastri* et *Hypomma cornutum* qui vivent principalement dans la couronne des arbres. D'autres espèces comme *Pirata latitans* (sol et strate herbacée) et *Lathys humilis* (apparaît également en lisière de forêt) peuvent également être considérées comme indicatrices. Sur 237 espèces capturées dans les habitats prairiaux et les vergers traditionnels de Ruswil/Buttisholz et Nuvilly/Combremont-le-Grand, 8 espèces ont

été capturées exclusivement dans les vergers traditionnels et 88 espèces apparaissent plus fréquemment dans les vergers traditionnels que dans les prairies naturelles intensives. Ces dernières contiennent néanmoins 61 espèces non rencontrées ou rencontrées moins fréquemment dans les vergers traditionnels.

Au Rafzerfeld, les assemblages spécifiques des **jachères florales** se distinguent très nettement des assemblages des grandes cultures (4/4 années significatives) (Tab. 4, Fig. 5). Les espèces qui montrent une réelle valeur indicatrice pour les jachères sont *Aculepeira ceropegia* ('acucer') et *Theridion impressum* ('theimp') (Fig. 5). Elles forment leur toile dans la végétation et ne sont pas rares dans les paysages de grandes cultures (Hänggi *et al.*, 1995). Elles sont accompagnées des espèces caractéristiques *Argiope bruennichi* ('argbru'), *Larinioides cornutus* ('larcor') et *Evarcha arcuata* ('evaarc'). Sur

Figure 4: Assemblages d'espèces d'araignées des prairies SCE (*prairies extensives*, *prairies peu intensives*) et des prairies intensives (*prairies naturelles intensives*, pâturages intensifs, prairies artificielles) dans la région de Ruswil/Buttisholz en 2003 (analyse de redondance RDA; différence significative $p < 0,05$, test par permutations de Monte Carlo). Chaque point représente l'assemblage d'une station. La distance entre les points représente la différence entre les assemblages. En rose : espèces indicatrices (IndVal) ; en orange : espèces caractéristiques ; en noir : autres espèces (seules les espèces avec un grand poids dans l'analyse sont représentées).

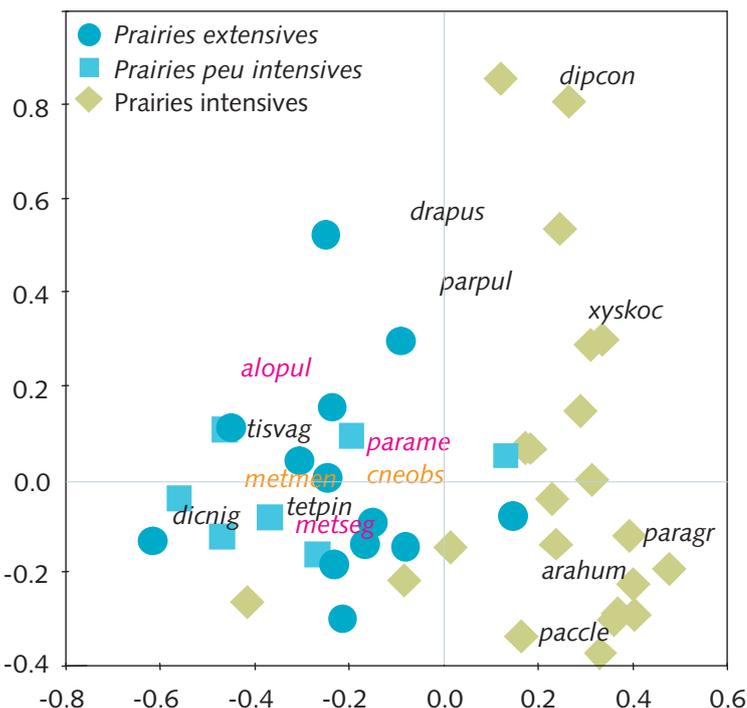


Tableau 4. Différences dans les assemblages d'espèces d'araignées dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation.

Région	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	DDDD	nnoo	nnDo	nnDn	n	DDDD	n
Nu/Co	DDD	oDo	DDo	noo	DDD	n	DDD
Ru/Bu	DoDD	DDDD	oooo	oooo	DDDD	n	nnDD

D : différence significative ($p < 0,05$; analyse de redondance RDA, test par permutations de Monte Carlo)

o : pas de différence significative

n : non testé à cause du trop petit nombre de stations

Les signes sont rangés par année croissante

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels

Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves

Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives

Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles

Prairies permanentes intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs

Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves

211 espèces capturées au Rafzerfeld, 11 espèces considérées comme rares et très rares ont exclusivement été capturées dans les jachères, 73 apparaissent plus fréquemment dans les jachères que dans les grandes cultures et inversement, 87 espèces apparaissent plus fréquemment dans les grandes cultures que dans les jachères florales, et 15 espèces parmi celles-ci sont exclusives aux grandes cultures.

Les assemblages des haies sont toujours significativement différents des assemblages des cultures (3/3 et 2/4 à Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz, respectivement) (Tab. 4). Les haies sont sans nul doute les habitats les plus typés pour les araignées. En effet, alors que pour les autres SCE, 2 voire 3 espèces peuvent être considérées comme indicatrices, 13 et 9 espèces montrent une constante spécificité pour les haies à Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz, respectivement. Par exemple, *Diplocephalus latifrons* et *Diplostyla concolor* sont 2 espèces épigées abondantes qui sont significativement plus fréquentes dans les haies de Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz que dans les autres habitats, ainsi que *Araniella opisthographa* qui vit dans les strates arbustives et arborescentes.

Basée sur la rareté et la fidélité des espèces rencontrées par rapport à leur occurrence en Suisse, une valeur comparative des types d'habitats a été calculée (Pozzi et al. 1998). Celle-ci

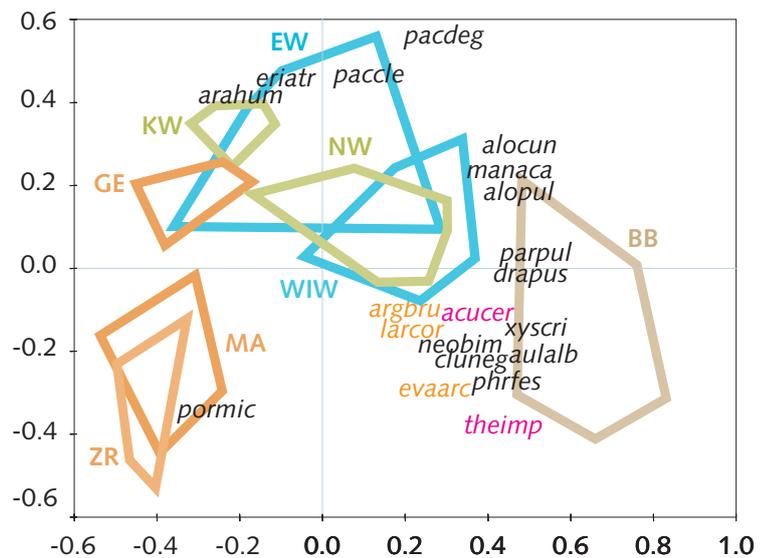


Figure 5: Assemblages d'espèces d'araignées des jachères florales et des grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) au Rafzerfeld en 2001 (analyse de redondance RDA; différence significative $p < 0,05$, test par permutations de Monte Carlo). En rose : espèces indicatrices (IndVal) ; en rouge : espèces caractéristiques ; en noir : autres espèces (seules les espèces avec un grand poids dans l'analyse sont représentées). Les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations. La distance entre les différentes enveloppes exprime la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats.

BB = Jachères florales, EW = prairies extensives, WIW = prairies peu intensives, NW = prairies naturelles intensives, KW = prairies artificielles, GE = céréales, MA = maïs, ZR = betteraves

permet de comparer les types d'habitats entre eux et de suivre leur évolution au cours du temps (Fig. 6) :

- En général, dans les 3 régions, les SCE sont meilleures que les cultures.
- Les meilleures stations sont les haies pour les 3 régions : en moyenne, elles atteignent le niveau VAL, qui signifie milieu de valeur, et individuellement peuvent atteindre THVL (très haute valeur).
- Les vergers traditionnels sont intéressants (voire de valeur) à Nuvilly/Combremont-le-Grand, un peu moins à Ruswil/Buttisholz mais ils restent toutefois au dessus des cultures.
- Les jachères sont en moyenne les meilleurs milieux du Rafzerfeld.
- Les *prairies extensives et peu intensives* sont légèrement meilleures que les prairies naturelles intensives et artificielles dans les 3 régions même si leur valeur globale est faible, toutefois au Rafzerfeld certaines stations de *prairies extensives* sont de valeur.
- Une tendance à une évolution positive (par catégorie) se dessine aussi dans les 3 régions (de gauche à droite), en particulier pour les SCE: elle est très nette à Nuvilly/Combremont-le-Grand pour les SCE (*prairies extensives et peu intensives*, vergers traditionnels et haies), alors qu'on observe une stagnation pour les cultures ; les mêmes tendances sont observées à Ruswil/Buttisholz ; cette tendance est moins nette au Rafzerfeld même si l'on perçoit une tendance positive.
- Les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) restent les plus basses valeurs des 3 régions.

L'influence des facteurs stationnels et paysagers est résumée dans la Table 5. Comme pour la richesse en espèces, le nombre d'individus et les espèces spécialistes, l'influence des facteurs sur les assemblages spécifiques des araignées est faible comparée à l'influence du type d'habitat. Cela signifie que les différences que nous avons trouvées ne s'expliquent guère par des différences entre types de sol, exposition, pente, distance à la forêt et proportion de grandes cultures, mais par la gestion des surfaces comme SCE.

Tableau 5. Résumé de l'influence des facteurs abiotiques sur les assemblages d'araignées.

Région	Facteurs abiotiques d'influence
Ra	Type de sol (3/4), Exposition (0/4), Pente (0/4), Distance à la forêt (2/4), Proportion de grandes cultures (2/4)
Nu/Co	Type de sol (0/3), Exposition (0/3), Pente (3/3), Distance à la forêt (1/3), Proportion de grandes cultures (3/3)
Ru/Bu	Type de sol (4/4), Exposition (2/4), Pente (1/4), Distance à la forêt (1/4), Proportion de grandes cultures (1/4)

() : nombre d'années où le facteur a une influence significative / nombre d'années de capture.

Valorisation et conclusion

L'étude de la richesse en espèces, du nombre d'individus et des espèces spécialistes montre un effet modéré des SCE sur la faune arachnologique. La richesse en espèces et le nombre d'individus sont peu ou pas plus élevés dans les SCE que dans les cultures. L'étude des espèces spécialistes conduit aux mêmes conclusions. Pourtant, il faut souligner que la richesse en espèces et le nombre d'espèces spécialistes réagit plus positivement à Nuvilly/Combremont-le-Grand et au Rafzerfeld qu'à Ruswil/Buttisholz. Les types de SCE qui apportent le plus en terme de nombre d'espèces d'araignées par rapport aux cultures de références sont les jachères florales et les haies. Les *prairies extensives et peu intensives*, de même que les vergers traditionnels ne contiennent en général pas plus d'espèces que les cultures.

Les assemblages spécifiques, mesure plus sensible que la richesse en espèces par définition, répondent nettement plus positivement, car très généralement les assemblages des

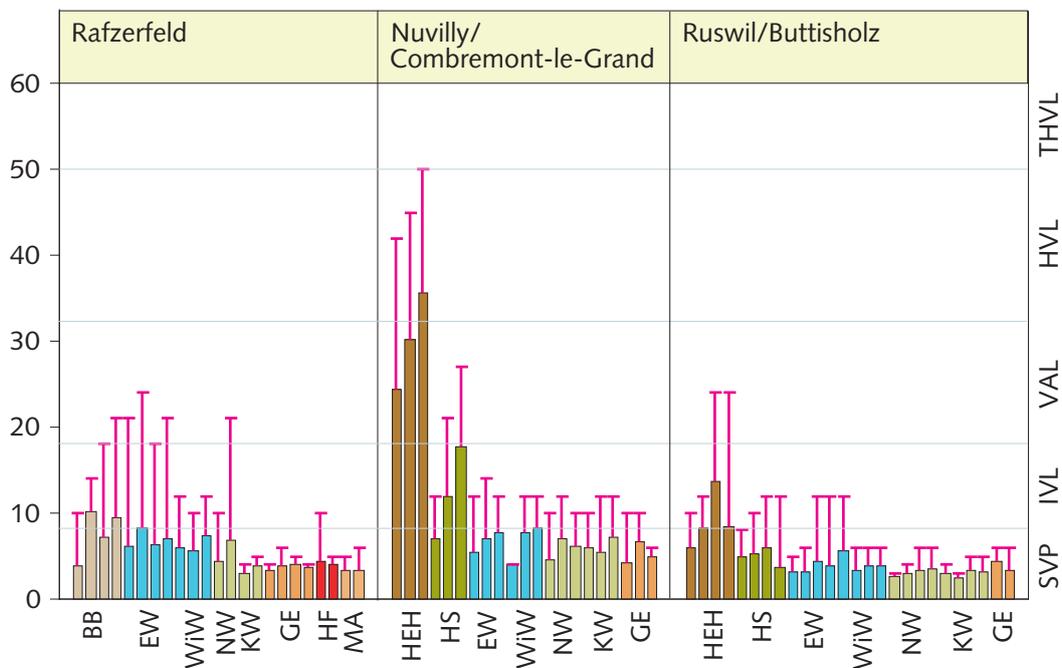


Figure 6: Valeurs moyennes et meilleures stations de chaque type d'habitat par année (dans l'ordre de 1997 à 2003), calculées sur la base de la rareté et la fidélité des araignées (Pozzi *et al.* 1998). SVP: milieu sans valeur particulière par rapport à la protection de la nature; IVL : milieu intéressant de valeur limitée; VAL : milieu de valeur; HVL : milieu de haute valeur; THVL : milieu de très haute valeur; BB = Jachères florales; HS = vergers traditionnels; HEH = haies; EW = prairies extensives; WIW = prairies peu intensives; NW = prairies naturelles intensives; KW = prairies artificielles; GE = céréales; MA = maïs; ZR = betteraves

SCE se distinguent significativement des assemblages des cultures, contribuant par là très substantiellement à la diversité régionale.

Les SCE qui se distinguent le plus des cultures en terme d'assemblages spécifiques sont les haies à Ruswil/Buttisholz et Nuvilly/Combremont-le-Grand, les jachères florales au Rafzerfeld, et les vergers traditionnels à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Ces milieux apportent avant tout une structure verticale intéressante pour les araignées, ce qui confirme les résultats d'études précédentes (Duffey 1966). Les prairies extensives et peu intensives combinées sont composées d'assemblages significativement différents des prairies intensives, en particulier à Ruswil/Buttisholz où elles se complètent.

L'étude des espèces indicatrices, caractéristiques et exclusives montre que les SCE comportent un cortège important d'espèces dépendantes de ces habitats et qui ne pourraient pas ou que modérément trouver leur place dans un paysage composé de cultures uniquement. Ces espèces sont en général peu fréquentes et caractérisées par des exigences écologiques élevées.

L'évaluation des surfaces de compensation écologique, basée sur les besoins écologiques et la rareté des araignées, confirme l'importance des haies et vergers traditionnels, ainsi que des jachères pour le maintien de la biodiversité dans le paysage agricole.

En comparaison avec le type d'habitat, les facteurs d'influence stationnels et paysagers exercent une influence modérée sur la faune arachnologique (voir également Jeanneret *et al.* 2003a). Ce résultat concorde avec celui d'autres études qui montrent que les communautés d'araignées sont en grande partie déterminées par la structure du milieu (par ex. Robinson 1981). Néanmoins, leur impact n'est pas à négliger car, d'une part, les facteurs stationnels (le type de sol, la pente, l'exposition), associés au mode d'exploitation déterminent le micro-climat auquel sont sensibles les araignées et, d'autre part, les facteurs paysagers (la distance à la forêt et la proportion de grandes cultures) modulent l'accessibilité des milieux intéressants pour les araignées, par le biais d'effets de barrière ou de corridor (Jeanneret *et al.* 2003b).

Remerciements

G. Blandenier, X. Heer, J. Steiger, (identification), D. Berner, F. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger et K. Zobrist (terrain et tri).

Bibliographie

- Duelli P., Studer M., Marchand I. et Jakob S., 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54, 193-207.
- Duffey E., 1966. Spider ecology and habitat structure. *Senck. Biol.* 47, 45-49.
- Dufrène M. et Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Hänggi A., Stöckli E. et Nentwig W., 1995. Habitats of central european spiders. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel, 459 p.
- Jeanneret P., Schüpbach B. et Luka H., 2003a. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. Dans: Buchs W. (éd.), *Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. et Walter T., 2003b. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253-263.
- Maurer R. et Hänggi A., 1990. Katalog der schweizerischen Spinnen. *Documenta faunistica Helvetiae* 12.
- Pozzi S., Gonseth Y. et Hänggi A., 1998. Evaluation de l'entretien des prairies sèches du plateau occidental suisse par le biais de leur peuplement arachnologique (Arachnida, Araneae). *Revue suisse Zoologique*. 105(3), 465-485.
- Robinson J.-V., 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community : an experimental field study. *Ecology* 62, 73-80.



6.3 Carabes

Henryk Luka et Lukas Pfiffner

Dans les trois zones d'étude de cas, les surfaces de compensation écologiques (SCE) ont, d'un point de vue quantitatif et qualitatif, contribué au développement de la faune des carabes. Ceci était particulièrement vrai pour les jachères florales et les haies, mais aussi pour les *prairies extensives*, pour les *prairies peu intensives* dans une moindre mesure, mais pas dans le cas des vergers haute tige. Dans les trois régions étudiées, la diversité en espèces et la fréquence d'espèces spécialistes ont été influencées de façon positive par les SCE. Par contre, un développement substantiel d'espèces de la *Liste rouge* n'a pas été constaté. Cependant ces dernières espèces ont été trouvées plus souvent, voire exclusivement, dans des SCE. L'effet des SCE sur les carabes a été influencé par certaines caractéristiques des surfaces et de leur situation (âge, histoire de gestion et composition botanique) ainsi que par des paramètres propres au paysage (par ex. la distance à la forêt).

Avec 536 espèces, les carabes sont richement représentés dans le paysage rural suisse (Marggi 1992, Marggi et Luka 2001). Différentes espèces jouent un rôle important dans la lutte contre les ravageurs dans certaines cultures (Sunderland 2002). Etant donné que les carabes réagissent d'une façon sensible aux changements du paysage et qu'ils ont des besoins très spécifiques quant à leurs habitats, ils sont des bio-indicateurs valables pour l'appréciation de l'état de l'environnement (voir Luka 1996). En Suisse, 44 % des espèces sont considérés comme menacés et sont inscrites sur la *Liste rouge* (Marggi 1994).

Richesse en espèces et en individus

Dans 47 à 52 stations par an, réparties sur les trois régions étudiées du Plateau suisse, 250'000 carabes appartenant à 140 espèces (26 % des carabes présents en Suisse) ont été inventoriés à l'aide de pièges Barber (voir chapitre 6.1 pour plus de détails). Selon la région

Figure 1:
Carabe violet
(*Carabus
granulatus*), un
carabe capable
d'engloutir chaque
jour le double de
son poids corporel
en ravageurs
(Photo: D. Zwygart).

Henryk Luka et
Lukas Pfiffner,
*Institut de
recherche de l'agri-
culture biologique,
Ackerstrasse,
CH-5070 Frick*

étudiée, 30 à 38 espèces «spécialistes» ont été observées (Tab. 1). Les espèces spécialistes sont des espèces exigeantes présentant une étroite relation au biotope (sténotopie) et qui sont spécialisées en ce qui concerne leurs exigences écologiques – ceci au contraire des espèces eurytopes (ubiquistes) qui peuvent apparaître dans un grand nombre d'habitats (Marggi 1992, Luka 2004). Dans chaque région étudiée, nous avons trouvé entre 4 et 10 espèces de la *Liste rouge* parmi les espèces spécialistes. En tout, 11 espèces menacées ont été rencontrées. La fréquence moyenne et la quantité d'espèces étaient similaires à Nuvilly/Combremont-le-Grand et au Rafzerfeld, alors qu'elles étaient en général plus faibles à Ruswil/Buttisholz (Tab. 1). Les espèces spécialistes et celles de la *Liste rouge* étaient les plus nombreuses au Rafzerfeld. Elles étaient les moins abondantes à Ruswil/Buttisholz. En se basant sur les courbes espèces-individus (données non publiées, Duelli *et al.* 1999) ainsi que sur les estimations régionales du pool potentiel d'espèces (base de données éco/faune CSCF/FAL; Walter et Schneider 2003), et en comparaison avec d'autres régions, nous considérons que la diversité d'espèces observée à Nuvilly/Combremont-le-Grand et au Rafzerfeld se trouvait dans la moyenne du Plateau suisse. A Ruswil/Buttisholz, par contre, la diversité spécifique était plutôt en dessous de la moyenne. Une tendance à une sous-représentation des espèces a été constatée dans les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières) et dans les prairies intensives (prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles) des trois régions du Plateau.

Nombre moyen d'espèces et d'individus

Comparaison entre les surfaces de compensation écologique et les cultures

La différence, pour les trois régions étudiées, entre les surfaces de compensation écologique (SCE, *prairies extensives*, *prairies peu intensives*, vergers haute tige, jachères florales, haies) et les cultures (prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières) montre (sur la base d'une analyse uni-variée) que le nombre moyen d'espèces de carabes est plus élevé dans les SCE, à Nuvilly/Combremont-le-Grand et à Ruswil/Buttisholz pendant une année, et au Rafzerfeld au cours des quatre années d'observation (Tab. 2).

Dans les trois régions d'études et lors de la plupart des années d'observations, les nombres d'espèces et d'individus spécialistes ont été favorisés par les SCE. Le nombre d'individus de carabes à Nuvilly/Combremont-le-Grand et à Ruswil/Buttisholz était plus élevé dans les cultures dans quatre des sept comparaisons. Ceci est dû à la forte abondance de deux espèces prédatrices de pucerons (*Poecilus cupreus* et *Anchomenus dorsalis*) qui se sont adaptées d'une façon optimale aux habitats cultivés. Aucune différence d'abondance n'a pu être constatée au Rafzerfeld.

Surfaces de compensation écologique dans les zones d'études de cas

Rafzerfeld: Dans les jachères florales (BB) et les *prairies extensives* (EW), les nombres moyens d'espèces et d'espèces spécialistes étaient toujours plus élevés que dans les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves) et que dans les prairies intensives (BB: au cours de quatre années; EW: au cours des deux années). Les *prairies peu intensives* se différencient des prairies intensives par leur nombre d'espèces et la fréquence des espèces spécialistes (seulement une année d'observation). Les carabes étaient plus abondants dans les jachères florales, les céréales et en partie dans les *prairies peu intensives* (fig. 2, Tab. 2).

Nuvilly/Combremont-le-Grand: Les nombres moyens d'espèces et d'espèces spécialistes étaient en partie plus élevés dans les haies, dans les *prairies extensives* et les *prairies peu intensives* que dans les surfaces intensives correspondantes (voir surfaces de référence des comparaisons dans le tableau 2). Les haies se caractérisaient en particulier par leur grand nombre d'espèces spécialistes. Les vergers haute tige ne se différenciaient pas de façon

Tableau 1. Nombre total et moyen d'espèces de carabes (S) et d'individus (N) (espèces spécialistes et espèces de la *Liste rouge*) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra; quatre années d'observation), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co; trois années d'observation) et Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu; quatre années d'observation).

Diversité		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	116	106	89
	Moyen	25	24	18
N	Total	110'522	93'635	44'914
	Moyen	521	517	185
S-spécialistes	Total	38	32	30
	Moyen	3	3	3
N-spécialistes	Total	7'466	4'857	2'326
	Moyen	35	27	10
S-Liste rouge	Total	8	10	4
	Moyen	1	1	0
N-Liste rouge	Total	1'060	649	193
	Moyen	5	4	1

SCE = prairies extensives et prairies peu intensives, vergers haute tige, jachères florales, haies
 Cultures = prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières
 Prairies SCE = Prairies extensives et peu intensives
 Prairies intensives = prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles
 Prairies permanentes intensives = prairies naturelles, pâturages
 Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières.

Tableau 2. Différences dans les nombres moyens d'espèces de carabes (S) et d'individus (N) (total des espèces, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) entre les SCE et les cultures.

Région	Diversité	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers haute tige / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	S	++++	nn++	nn++	nnon	n	++++	n
	N	oooo	nnoo	nnoo	nnon		+ooo	
	S-spécialistes	++++	nn++	nn++	nn+n		++++	
	N-spécialistes	++++	nnoo	nnoo	nn+n		oooo	
Nu/Co	S	oo+	oo+	o++	no+	ooo	n	+oo
	N	--o	oo+	ooo	noo	ooo		-oo
	S-spécialistes	+++	oo+	oo+	no+	ooo		+++
	N-spécialistes	+o+	ooo	ooo	noo	ooo		+oo
Ru/Bu	S	ooo+	++++	o+o+	o+oo	oooo	n	nnoo
	N	oo--	oooo	ooo-	ooo-	ooo-		nno -
	S-spécialistes	oo++	oo++	oo+o	oo+o	oooo		nn++
	N-spécialistes	o+++	o++o	oooo	oooo	oooo		nn++

+ ou -: valeur plus élevée ou moins élevée dans les SCE ($p < 0,05$),

o: pas de différence significative,

n: non observé à cause du trop petit nombre de surfaces.

Les signes sont rangés par année croissante (1.-3. resp. 1.-4. année d'observation).

marquée des prairies intensives (prairies naturelles et pâturages). Le nombre d'individus élevé trouvé dans les champs de céréales était dû à la forte abondance de deux espèces (*P. cupreus* et *A. dorsalis*) (fig. 2, Tab. 2).

Ruswil/Buttisholz: Les nombres moyens d'espèces et d'espèces spécialistes (Tab. 2) étaient plus élevés dans les prairies extensives et peu intensives que dans les prairies

intensives (prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles) au cours d'une et deux années respectivement. Un plus grand nombre d'espèces et d'individus spécialistes a toujours été observé dans les haies que dans les grandes cultures. Dans les vergers haute tige, le nombre d'espèces (toutes les espèces et les espèces spécialistes) et d'individus n'étaient jamais plus importants que dans les prairies naturelles intensives. Aucune différence d'abondance n'a été constatée entre les prairies SCE (*prairies extensives* et *peu intensives*) et les prairies intensives. Les prairies artificielles constituent une exception en montrant des valeurs plus élevées (2003) du fait de la plus grande présence d'espèces de grandes cultures (effet de la culture précédente).

Récapitulatif des trois zones étudiées (analyses uni-variées avec $p < 0,05$)

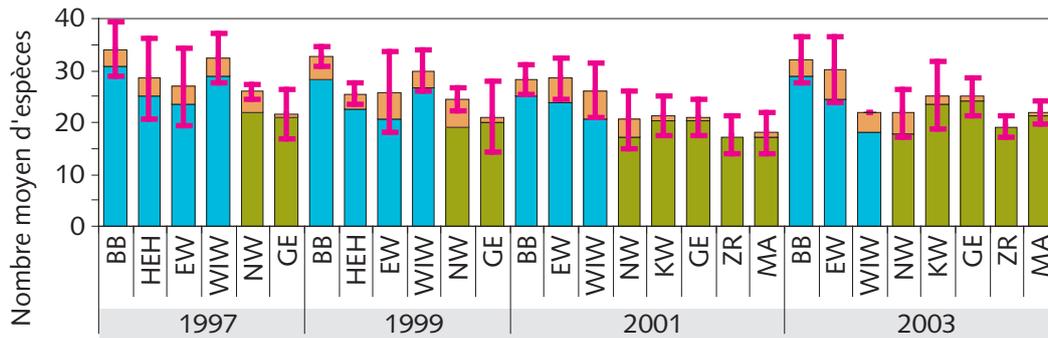
Dans la comparaison entre les prairies SCE et les prairies intensives, la diversité des espèces était toujours plus élevée dans les SCE de Ruswil/Buttisholz et du Rafzerfeld, mais seulement lors d'une année sur trois à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Dans les prairies SCE, la diversité des espèces spécialistes était plus grande dans 5 des 9 comparaisons, l'abondance dans 2 des 9 comparaisons (tab. 2). Aucune différence n'a été constatée dans les autres cas.

- Les **prairies extensives** avaient un plus grand nombre moyen d'espèces dans 6 des 9 comparaisons et dans 4 cas, un plus grand nombre d'espèces spécialistes les abondances des espèces et des espèces spécialistes ne se différençaient pas de celles des prairies intensives.
- Dans 2 des 7 comparaisons, les **prairies peu intensives** ont enregistré un nombre moyen d'espèces plus important et dans 3 cas, un plus grand nombre d'espèces spécialistes. En ce qui concerne le nombre d'individus (uniquement des espèces spécialistes), il ne se différençait que rarement de celui des prairies intensives.
- Les **vergers haute tige** ne se différençaient pas de façon marquée des prairies intensives, que ce soit en ce qui concerne le nombre d'espèces, ou le nombre d'individus.
- Dans les **jachères florales**, qui n'ont été étudiées qu'au Rafzerfeld, le nombre moyen d'espèces et d'espèces spécialistes était toujours plus important que dans les cultures; le nombre d'individus était par contre plus élevé dans une des 8 comparaisons seulement.
- Dans les **haies**, dans une des 5 comparaisons, le nombre moyen d'espèces était plus élevé que dans les cultures alors que le nombre d'espèces spécialistes était plus important dans tous les cas. Les nombres moyens d'individus étaient en partie moins élevés que dans les cultures alors que ceux des espèces spécialistes étaient plus élevés dans 3 des 5 comparaisons.

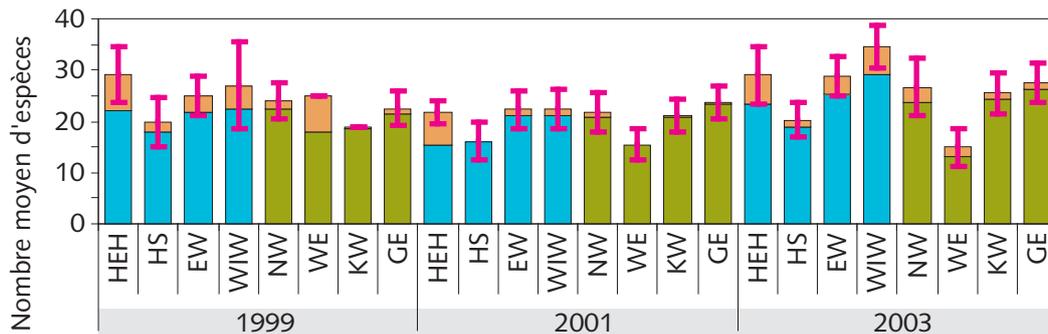
L'influence du type de biotope était donc marquée dans toutes les zones d'étude de cas. Cependant, les facteurs environnementaux suivants ont influencé le nombre moyen d'espèces ainsi que le nombre d'individus: (1) Dans toutes les régions étudiées, excepté au Rafzerfeld, la distance croissante par rapport à la forêt avait une influence négative sur le nombre moyen d'espèces et sur leur fréquence. (2) Au Rafzerfeld, le nombre d'individus a été positivement influencé, par la proportion croissante de surfaces de grandes cultures dans un rayon de 200 mètres (voir les remarques précédentes concernant la dominance de deux espèces) (3) Au Rafzerfeld et à Nuvilly/Combremont-le-Grand, le type de sol était un facteur d'influence fondamental.

Aucune tendance nette n'a été trouvée dans le développement de la diversité des espèces au cours du temps – que ce soit dans les cultures, ou dans les SCE, ceci entre 1997 et 2003. Une augmentation de la biodiversité, liée à de l'état initial, a cependant été constatée dans certains cas. Ainsi, par exemple, une nette augmentation du nombre d'espèces a été constatée dans de jeunes *prairies extensives* au Rafzerfeld qui, en 1997, présentaient une biodiversité faible.

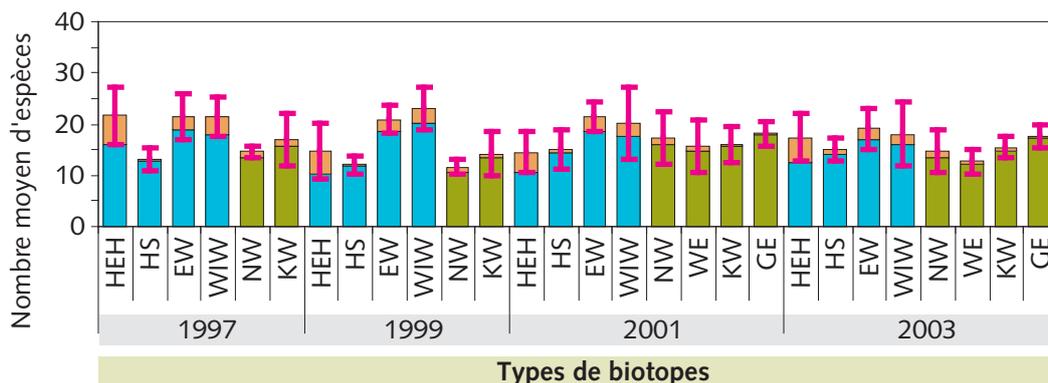
Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz



■ Généralistes dans les SCE
 ■ Généralistes dans les grandes cultures
 ■ Espèces spécialistes

Figure 2:
 Nombre moyen d'espèces de carabes (+/- écart-type) et proportion des espèces spécialistes dans les SCE et dans les cultures des trois zones d'étude de cas de 1997 à 2003.
 HEH = haies
 HS = vergers haute tige
 BB = jachère florales
 EW = prairies extensives
 WIW = prairies peu intensives
 NW = prairies naturelles intensives
 WE = pâturages
 KW = prairies artificielles
 GE = céréales
 MA = maïs
 ZR = betteraves

Influence des biotopes et des facteurs environnementaux sur la composition des assemblages d'espèces

Les assemblages des espèces des carabes sont influencés par de nombreux facteurs abiotiques (sol, climat et altitude) ou biotiques ainsi que par des facteurs paysagers régionaux (Petit et Burel 1998). De plus, les divers modes de culture et d'exploitation affectent les espèces de façon directe, ou indirectement via les facteurs biotiques tels que les sources de nourriture ou les conditions botaniques et microclimatiques (Pfiffner 1996). L'intensité d'exploitation en plus de la qualité des SCE exerce une influence prépondérante sur la présence d'espèces dans une région (Pfiffner et Niggli 1996). En comparaison de systèmes de production intégrée, des surfaces cultivées extensivement (bio) combinées avec des SCE possèdent un potentiel plus important de développement quantitatif et qualitatif de la diversité des carabes (Pfiffner et Luka 2003).

C'est pourquoi chaque région étudiée du Plateau est caractérisée par des assemblages de carabes particuliers en fonction des facteurs environnementaux et du mode de culture.

Cela a été aussi clairement observé lors des comparaisons entre les trois zones d'étude de cas. Les assemblages des espèces de carabes se différençaient entre les SCE et les cultures dans 9 des 11 comparaisons et entre les prairies SCE et les prairies intensives dans 8 des 9 comparaisons (analyses multi-variées, tab. 3). Ainsi, les SCE contribuent fondamentalement à la diversité β . Selon la zone étudiée, les haies, les grandes cultures, les divers types de prairies, les vergers haute tige ainsi que les jachères florales ont agi de façon significative sur les assemblages d'espèces de carabes. Les effets de certains types de biotope (principalement des SCE) étaient très marqués, mais influencés par des facteurs environnementaux comme la distance à la forêt, la pente des surfaces (>35 %), la proportion de grandes cultures (dans un rayon de 200 m), la diversité des espèces de plantes (toutes les régions d'études), l'exposition sud et le sol (seulement au Rafzerfeld). Les assemblages d'espèces dans les jachères florales et dans les haies se différençaient toujours de ceux des cultures; les assemblages des *prairies extensives* et *peu intensives* étaient différents dans au moins la moitié des comparaisons (tab. 3).

Tableau 3. Différences dans les assemblages d'espèces de carabes dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) entre les SCE et les cultures.

Région	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers haute tige / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	DDDD	nnDD	nnDD	nnDn	n	DDDD	n
Nu/Co	DDD	DDD	oDD	nDD	oDD	n	DDD
Ru/Bu	ooDD	DoDD	ooDo	ooDo	ooDo	n	nnDD

D: différence significative ($p < 0,05$; analyse de redondance RDA, test par permutation de Monte Carlo),

o: pas de différence significative ($p > 0,05$),

n: non testé à cause du trop petit nombre de surfaces d'étude.

Les signes sont rangés par année croissante (1^{ère}-3^{ème}, resp. 1^{ère}-4^{ème} année d'observation).

SCE = *prairies extensives* et *peu intensives*, vergers haute tige, jachères florales, haies

Cultures = prairies naturelles, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières

Prairies SCE = *prairies extensives* et *peu intensives*

Prairies intensives = prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles

Prairies permanentes intensives = prairies naturelles, pâturages

Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, betteraves sucrières

Entre trois et cinq groupes de biotopes caractérisés par des assemblages d'espèces relativement semblables ont été observés. En 2001 et 2003 par exemple, les assemblages des grandes cultures (céréales, maïs, betteraves sucrières) du Rafzerfeld se sont nettement différenciés de ceux des prairies permanentes (prairies SCE, prairies naturelles et pâturages) et des jachères florales (fig. 3a). Les prairies artificielles, en tant que stade de transition potentiel entre les grandes cultures et les prairies permanentes, présentaient des assemblages spécifiques intermédiaires. En comparaison des prairies artificielles et autres grandes cultures, les jachères florales présentaient plus d'espèces de prairies et, en comparaison avec les prairies permanentes, plus d'espèces rudérales et de cultures (espèces spécialistes). Les jachères florales se différençaient clairement des autres types de biotopes. La figure 3b montre clairement quatre groupes de biotopes à Nuvilly/Combremont-le-Grand (2001): (1) haies, (2) grandes cultures (céréales et prairies artificielles), (3) vergers haute tige et pâturages et (4) prairies SCE (*prairies extensives* et *peu intensives*) et prairies naturelles. Les haies étaient caractérisées par des espèces forestières, les grandes cultures caractérisées par des espèces eurytopes et des espèces de grandes cultures, alors que les prairies SCE montraient des espèces typiques de prairies. L'enveloppe relativement importante pour les

Rafzerfeld

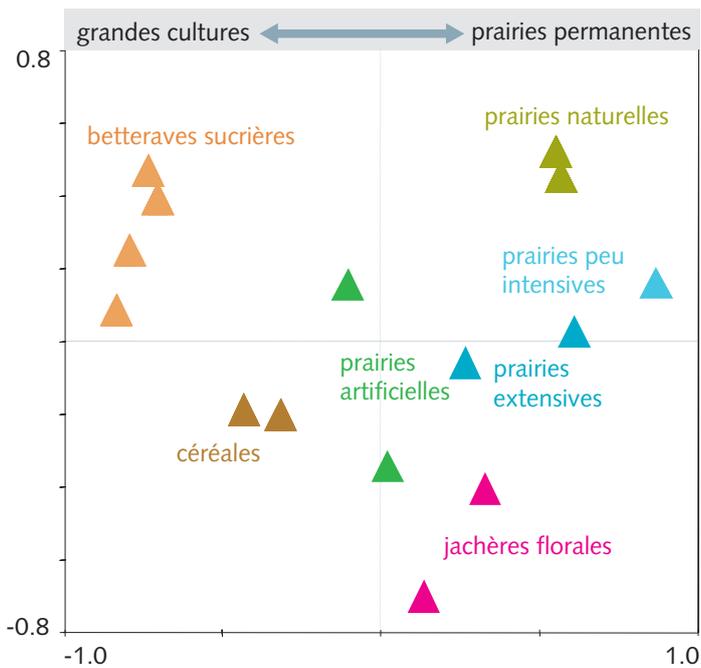
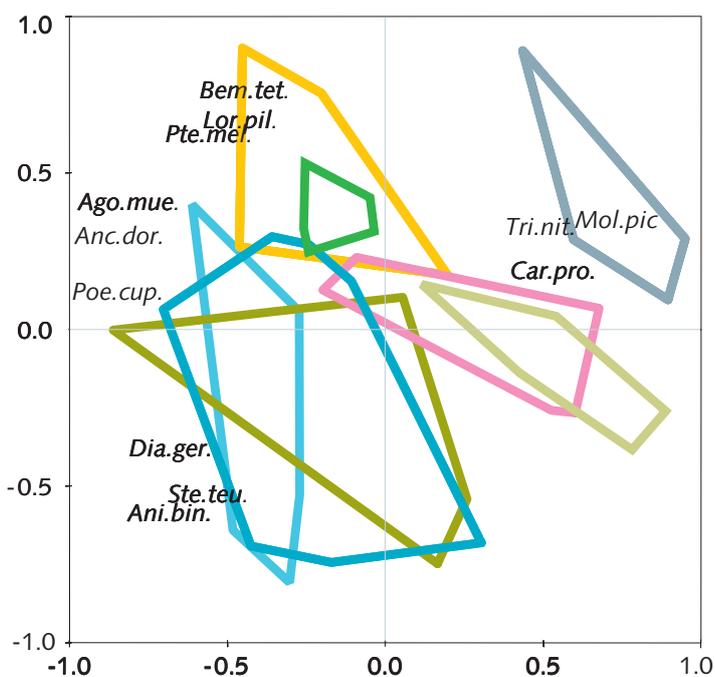


Figure 3: Ressemblances entre les assemblages d'espèces des prairies SCE (prairies extensives et peu intensives, vergers haute tige, jachères florales, haies) et ceux des cultures (prairies naturelles, pâturages, prairies artificielles, céréales, betteraves sucrières). Ordination graphique simplifiée avec centroïdes. Situation au Rafzerfeld en 2001 et 2003 (prairies peu intensives: 2001) et à Nuvilly/Combremont-le-Grand (2001) avec les endroits et leurs espèces typiques correspondantes. Afin de montrer leur variabilité, les endroits par type de biotope sont encadrés. Plus les surfaces des encadrements de deux types de biotope se recoupent, plus les assemblages d'espèces correspondantes sont semblables (ordination PCA).

Nuvilly/Combremont-le-Grand



Espèces

Espèces ubiquistes et des grandes cultures ¹⁾

Ago.mue.: *Agonum muelleri*
Anc.dor.: *Anchomenus dorsalis*
Bem.tet.: *Bembidion tetracolum*
Lor.pil.: *Loricera pilicornis*
Pte.mel.: *Pterostichus melanarius*
Poe.cup.: *Poecilus cupreus*

Espèces des milieux prairiaux

Ani.bin.: *Anisodactylus binotatus*
Dia.ger.: *Diachromus germanus*
Ste.teu.: *Stenolophus teutonius*

Espèces des forêts

Car.pro.: *Carabus problematicus*
Mol.pic.: *Molops piceus*
Tri.nit.: *Trichotichnus nitens*

¹⁾ Luka et al. (en prép.)

Type d'habitat

- haies
- prairies extensives
- prairies peu intensives
- vergers haute tige
- prairies naturelles
- pâturages
- prairies artificielles
- céréales

prairies naturelles et les prairies SCE montrent la grande variabilité de chaque type de biotope, ce qui peut aussi être attribué à la composition botanique différente. Les enveloppes réduites (par ex. prairies artificielles) et des recouvrements importants entre les différentes enveloppes, traduisent des ressemblances importantes entre les assemblages d'espèces. Les espèces mentionnées dans la figure 3b sont caractéristiques de chaque type de biotope.

Espèces exclusives et espèces remarquables

Au total, 22 espèces ont été observées exclusivement dans les SCE (16 % des espèces recensées). Cela montre que les prairies SCE sont nécessaires à la survie de ces espèces exigeantes (principalement des espèces spécialistes) et que la biodiversité a effectivement augmenté grâce aux SCE. 3 espèces sont apparues exclusivement dans les cultures des zones

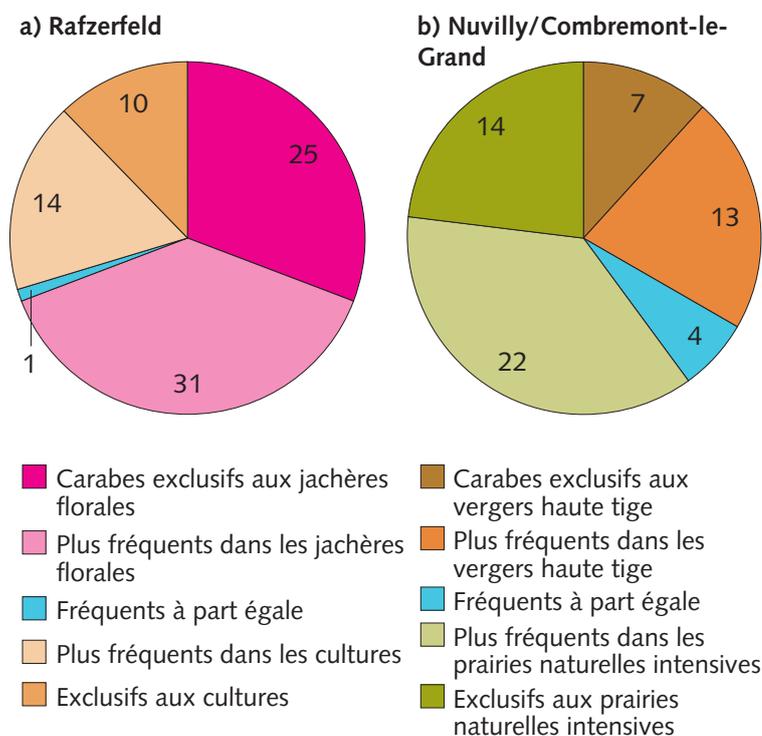


Figure 4: Comparaison pendant 3, respectivement 4 années d'étude dans une zone étudiée, entre les présences d'espèces (exclusifs, présents à part égale et plus fréquents) entre (a) les jachères florales et les céréales (n = 36) et (b) les vergers haute tige et les prairies naturelles intensives (prairies naturelles, pâturages, n = 24).

4a), entre prairies extensives et intensives, et entre les prairies peu intensives et intensives, la part d'espèces exclusives ou plus fréquentes dans un milieu était nettement plus élevée dans les SCE. Par contre, l'opposé a été constaté dans la comparaison entre vergers haute tige et prairies naturelles intensives (figure 4b).

Avec 11 espèces et une fréquence de 0,4 à 0,9 %, les espèces menacées ne sont apparues que rarement. Les SCE se différencient des cultures du fait que 8 des 11 espèces de la Liste rouge y étaient exclusivement présentes. Toutefois les SCE étudiées ne semblent en général pas avoir favorisé les espèces menacées. Mais les haies, les prairies extensives et les jachères florales abritaient nettement plus d'espèces spécialistes.

Autres facteurs possibles affectant la diversité en espèces

Les jeunes jachères florales abritaient un nombre d'espèces relativement élevé. La diversité des espèces de carabes (divers *Harpalus* et *Amara* sp.) peut diminuer avec l'augmentation de l'âge des jachères florales. Ceci agit sur la composition des espèces. Les espèces de prairies telles que *Diachromus germanus*, *Amara plebeja*, *Poecilus versicolor* et *Anisodactylus binotatus* augmentent avec le développement de la végétation.

La diversité en espèces des prairies SCE a été influencée par leur histoire dans la mesure où, dans les prairies jeunes (labour < 10 ans), des espèces de cultures étaient encore présentes. Elles présentaient donc une plus grande diversité d'espèces que les prairies SCE anciennes, qui au contraire, hébergeaient des espèces (typiques) de prairies et moins d'ubiquistes. Ce facteur explique aussi en partie la relative grande hétérogénéité des assemblages de carabes dans les prairies SCE.

Un effet de l'âge a aussi été constaté dans les haies. Ainsi les espèces forestières étaient absentes dans les jeunes haies. Les anciennes haies et celles partiellement éclaircies, qui hébergeaient des espèces de cultures et de prairies, en plus des espèces forestières, présentaient la plus grande diversité en espèces.

Les vergers haute tige étaient marqués par la forte intensité d'exploitation de leur strate herbacée (jusqu'à 6 utilisations par an). Ceci a conduit à une diversité d'espèces relativement faible et à des assemblages d'espèces homogènes, caractérisés par des espèces ubiquistes et des espèces de cultures.

étudiées (6 espèces à Nuvilly/Combremont-le-Grand et au Rafzerfeld, et 3 espèces à Ruswil/Buttisholz). A Nuvilly/Combremont-le-Grand, 19 espèces n'étaient présentes que dans les SCE. Il s'agissait d'espèces sténotopes forestières et de prairies ainsi que de quatre espèces de la Liste rouge. Dans les SCE de Ruswil/Buttisholz, 14 espèces, dont une de la Liste rouge, ont été trouvées exclusivement dans les SCE. Il s'agissait le plus souvent d'espèces de prairies humides et d'espèces typiquement forestières, rencontrées principalement dans les haies. Au Rafzerfeld, 17 espèces ont été trouvées exclusivement dans les SCE, trois d'entre elles étaient des espèces de la Liste rouge. Les plus fréquentes étaient des espèces spécialistes de prairies qui préfèrent les prairies âgées et exploitées extensivement ainsi que des espèces des surfaces rudérales trouvées dans les jachères florales. Dans les comparaisons entre jachères florales et céréales (figure

Synthèse et conclusions

Les résultats uni- et multi-variés de cette étude sont résumés dans le tableau 4. On remarquera, en considérant tous les milieux étudiés et toutes les comparaisons, que, dans la majorité des cas, les SCE en comparaison avec les cultures, ou les prairies SCE en comparaison avec les prairies intensives, hébergeaient une plus grande diversité d'espèces (toutes les espèces et les espèces spécialistes). Les assemblages d'espèces de carabes se différençaient aussi en général. De plus, les SCE ont eu un effet positif sur les espèces de la *Liste rouge* et les espèces spécialistes.

Les assemblages de carabes des SCE étaient en général également différents de ceux des cultures. Les haies et les jachères florales présentaient un nombre d'espèces ainsi qu'une abondance au dessus de la moyenne. De plus, elles ont eu des effets positifs sur des espèces remarquables. Ces effets diminuaient des *prairies extensives* aux *prairies peu intensives* puis aux vergers haute tige, qui n'ont eu qu'une légère influence sur la diversité d'espèces. Par contre, leurs assemblages de carabes se différençaient en partie de ceux des prairies naturelles intensives.

Tableau 4. Résumé des résultats des comparaisons générales et détaillées des habitats entre les SCE et les cultures. Diversité moyenne d'espèces (S) et nombre d'individus (N), différences entre les assemblages de carabes et effet sur des espèces remarquables (espèces spécialistes, espèces apparaissant exclusivement et espèces de la *Liste Rouge*) en comparaison avec les SCE.

Type d'habitat		S	N	Effet sur des espèces remarquables	Différences entre les assemblages
Sur le plan agrégé					
Entre SCE et cultures	Toutes les espèces	+	o		DD
	Espèces spécialistes	++	+	+	
Prairies SCE / Prairies intensives	Toutes les espèces	++	o		DD
	Espèces spécialistes	+	o	+	
Sur le plan de l'habitat					
<i>Prairies extensives</i> / Prairies intensives	Toutes les espèces	+	o		D
	Espèces spécialistes	+	o	+	
<i>Prairies peu intensives</i> / Prairies intensives	Toutes les espèces	o	o		D
	Espèces spécialistes	+/o	o	+/o	
Vergers haute tige / Prairies perm. intensives	Toutes les espèces	o	o		D
	Espèces spécialistes	o	o	o	
Jachères florales / Grandes cultures	Toutes les espèces	++	+		DD
	Espèces spécialistes	++	o	++	
Haies / Cultures	Toutes les espèces	o	o		DD
	Espèces spécialistes	++	+	++	

++ = Valeur élevée dans > 75 % des cas, effet important
 + = Valeur élevée dans au moins 50 % des cas, effet moyen
 o = Valeurs égales, aucun effet
 DD = Différences dans > 75 % des cas
 D = Différences dans au moins 50 % des cas

- Dans les trois zones étudiées, les SCE ont positivement influencé la faune des carabes. Les haies, les *prairies extensives* et les jachères florales ont contribué d'un point de vue quantitatif et qualitatif au développement de la faune des carabes; les *prairies peu intensives* y ont contribué dans une moindre mesure, au contraire des vergers haute tige.
- Les effets des SCE sur les carabes étaient inégaux, ce qui est en partie dû à leur composition et leurs qualités botaniques différentes.

- Dans toutes les régions étudiées, la diversité et l'abondance des espèces spécialistes ont été favorisées par les SCE. Un développement substantiel d'espèces de la *Liste rouge* n'a par contre pas été constaté. Mais ces dernières espèces sont apparues plus souvent, voire exclusivement, dans les SCE.
- L'effet des SCE sur les carabes a été influencé de manière significative par les caractéristiques des surfaces (âge, histoire de gestion et composition botanique) ainsi que par les paramètres du paysage (par ex. distance à la forêt).
- Aucune tendance du développement dans le temps entre 1997/99 et 2003 n'était perceptible, que ce soit dans les SCE ou dans les cultures. Au niveau des SCE, une augmentation de la diversité des espèces a été constatée, dans les cas où la diversité initiale était faible.

Remerciements

Nous aimerions remercier les personnes suivantes: J. Derron (identification Nu/Co 1999); W. Marggi (taxonomie); D. Berner, S. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, I. Klaus, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger et K. Zobrist (travaux sur le champ). Nous devons aussi un sincère remerciement à Eric Wyss et à Gregor Klaus pour la relecture critique du manuscrit.

Bibliographie

- Duelli P., Obrist M., et Schmatz R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33–64.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3, 33–36.
- Luka H., 2004. Ökologische Bewertung von Landschaftselementen mit Arthropoden. *Opusc. Biogeogr. Basilensia* 4, 1–253.
- Luka H., 2004. Marggi W., et Xlagel P., en prép. Laufkäfer der Schweiz – Teil II: Ökologie.
- Marggi W.A., 1992. Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae). *Documenta Faunistica Helvetiae* 13(1), Neuchâtel, 477 pp.
- Marggi W. et Luka H., 2001. Die Laufkäfer der Schweiz – Gesamtliste 2001 (Coleoptera: Carabidae). *Opuscula biogeographica basilensia* 1, 37 pp.
- Petit S. et Burel F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 243–252.
- Pfiffner L., 1996. Welche Anbaumethoden fördern die Vielfalt der Kleintierfauna? *Agrarforschung* 3, 537–540.
- Pfiffner L. et Niggli U., 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture* 12, 353–364.
- Pfiffner L. et Luka H., 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders in cereal crops – a paired farm approach in NW-Switzerland. *Basic and Applied Ecology* 4, 117–127.
- Sunderland K.D., 2002. Invertebrate pest control by carabids. Dans: Holland J.-M. (éd.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, Intercept, 165–214.
- Walter T. et Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: A Tool for Both Determining the Faunistic Potential and Estimating Impacts of Land Use on Animal Species. Dans: *Agriculture and Biodiversity, Developing indicators for Policy analysis*, OECD, 152–155.



Le Citron (*Gonepteryx rhamni*) est une espèce qui n'est plus fréquemment observée en milieu agricole (Photo: Frank Panis).

6.4 Papillons diurnes

Stéphanie Aviron, Philippe Jeanneret, Iris Klaus et Emmanuel Wermeille

A l'exception des jachères florales, les surfaces de compensation écologique (SCE) n'abritent en général pas plus d'espèces de papillons diurnes que les cultures. Elles présentent néanmoins des assemblages d'espèces particuliers caractérisés par la présence d'espèces spécialistes ou menacées. Les différents types de SCE hébergent un nombre similaire d'espèces mais apportent des cortèges différents d'espèces, suggérant qu'une diversité de SCE doit être favorisée plutôt qu'un type en particulier. Aucune tendance (positive ou négative) n'est démontrée après 6 années d'observations, un temps plus long étant nécessaire pour pouvoir observer des effets significatifs de la compensation écologique. L'efficacité des SCE varie en fonction des caractéristiques locales (exposition, pente, etc.) de chaque SCE, de la nature des milieux environnants et du contexte régional. Il est donc important de prendre en compte ces caractéristiques lors de la mise en place des SCE dans une région donnée.

La Suisse compte 195 espèces de papillons diurnes (Rhopalocères, Hesperidae), dont 100 sont menacées ou en danger d'extinction (Gonseth 1994). La biologie des papillons diurnes est bien connue, les chenilles et papillons adultes ayant besoin de plantes-hôtes et d'habitats spécifiques. Ils sont particulièrement sensibles à des modifications des ressources et faciles à échantillonner *in situ*. Les papillons diurnes sont donc de bons indicateurs de la qualité écologique d'un paysage et sont appropriés pour évaluer l'effet de la compensation écologique sur la biodiversité.

Nombre d'espèces et d'individus dans les SCE et les cultures

43 espèces de papillons diurnes et 19'316 individus ont été observés dans les trois régions Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz de 1998 à 2004, ce qui représente 42% des espèces potentiellement présentes dans les paysages agricoles du plateau suisse (selon la base Eco-Faune; Walter et Schneider 2003). Parmi ces espèces,

Stéphanie Aviron,
Philippe Jeanneret
et Iris Klaus,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Emmanuel
Wermeille,
Rue des Monts 15,
CH-2053 Cernier

Tableau 1. Nombre total et moyen (par station/année) d'espèces (S) et d'individus (N) de papillons (total, spécialistes, *liste rouge*) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-Le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu).

Diversité		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	38	41	23
	Moyen	5	11	3
N	Total	4'668	12'270	2'378
	Moyen	21	52	10
S-spécialistes	Total	15	18	6
	Moyen	1	3	0
N-spécialistes	Total	422	1'350	93
	Moyen	2	6	0
S- <i>liste rouge</i>	Total	4	4	0
	Moyen	0	0	0
N- <i>liste rouge</i>	Total	104	29	0
	Moyen	1	0	0

18 espèces spécialistes – des espèces se reproduisant sur un nombre restreint de plantes hôtes (moins de 10 espèces de plantes regroupées dans une famille végétale) et présentant un nombre limité de périodes d'émergence pendant l'été (2 au maximum) (Kitihara *et al.* 2000) – et 5 espèces menacées en Suisse (Gonseth 1994) ont été dénombrées (Tab. 1). Les plus grands nombres d'espèces de papillons et d'individus ont été observés à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Tab. 1). Les nombres d'espèces observées dans chaque région sont supérieurs ou identiques à ceux constatés lors d'observations complémentaires visant à caractériser plus globalement la diversité des trois régions (observations réalisées en 1999 et 2000 dans chaque région dans diverses SCE, cultures, et milieux naturels ou semi-naturels : lisières forestières, ourlets, talus ; Wermeille, données non publiées).

Globalement, le plus grand nombre d'espèces a été observé dans les *prairies extensives* (39 espèces), les *prairies naturelles intensives* (37 espèces) et les *prairies peu intensives* (35 espèces). Les grandes cultures (*prairies artificielles*, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses) présentent les nombres d'espèces les plus faibles (27 espèces).

Les SCE (*prairies extensives* et *prairies peu intensives*, vergers traditionnels, jachères florales, haies), lorsqu'elles sont regroupées, abritent en moyenne plus d'espèces et d'individus que les cultures (*prairies naturelles intensives*, pâturages intensifs, *prairies artificielles*, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses) (Tab. 2). Les espèces spécialistes sont plus nombreuses dans les SCE dans deux régions (Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2 à 3 années sur 4) (Tab. 2). Les SCE situées au Rafzerfeld sont également plus riches en espèces menacées (3 années sur 4) (Tab. 2). Les nombres moyens d'espèces et d'individus dans **les prairies SCE** (*prairies extensives* et *peu intensives*) considérées ensemble diffèrent peu de ceux observés dans les prairies intensives (*prairies naturelles intensives*, pâturages intensifs et *prairies artificielles*); les prairies SCE accueillent toutefois plus d'individus à Ruswil/Buttisholz (4 années) et plus d'espèces à Nuvilly/Combremont-le-Grand (2 années sur 4) (Tab. 2). Plus en détail, la diversité des papillons est identique dans les *prairies extensives*, *peu intensives* et intensives (Fig. 1, Tab. 2).

Les vergers traditionnels sont caractérisés par des nombres d'espèces et d'individus similaires à ceux des prairies permanentes intensives (*prairies naturelles intensives* et pâturages intensifs), mais sont moins riches en espèces spécialistes dans une région (Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2 années sur 4) (Fig. 1, Tab. 2). **Les jachères florales**, observées uniquement au Rafzerfeld, accueillent plus d'espèces et d'individus que les grandes cultures

Tableau 2. Différences dans les nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) de papillons (total, spécialistes, *liste rouge*) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation.

Région	Diversité	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	S	++++	n000	n000	n000	n	o+++	n
	N	++++	n000	n000	n000		o+++	
	S-spécialistes	o+++	n000	n000	n000		oo+o	
	N-spécialistes	oo++	n000	n000	n000		o000	
	S-liste rouge	o+++	n000	n000	n000		o+++	
	N-liste rouge	o+++	n000	n000	n000		o+++	
Nu/Co	S	+o++	oo++	o000	o000	o000	n	+o00
	N	++++	o000	o000	o000	o000		+o00
	S-spécialistes	+o++	oo+o	o000	o000	o-oo		+o00
	N-spécialistes	+o+o	o000	o000	o000	o--o		o000
	S-liste rouge	o000	o000	o000	o000	o000		o000
	N-liste rouge	o000	o000	o000	o000	o000		o000
Ru/Bu	S	++o+	+o00	+o00	o000	n000	n	n000
	N	++++	++++	o000	+o00	n000		n000
	S-spécialistes	o00+	o000	o000	o000	n000		n000
	N-spécialistes	o000	o000	o000	o000	n000		n000

+ ou - : valeur plus ou moins élevée dans les SCE ($p < 0.05$)

o : pas de différence significative

n : non testé à cause du trop petit nombre de stations

Les signes sont rangés par année croissante.

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels

Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses

Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives

Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles

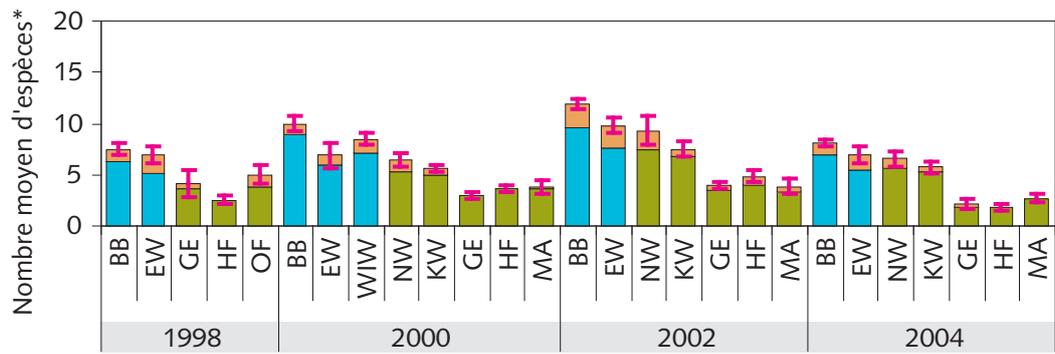
Prairies permanentes intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs

Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses

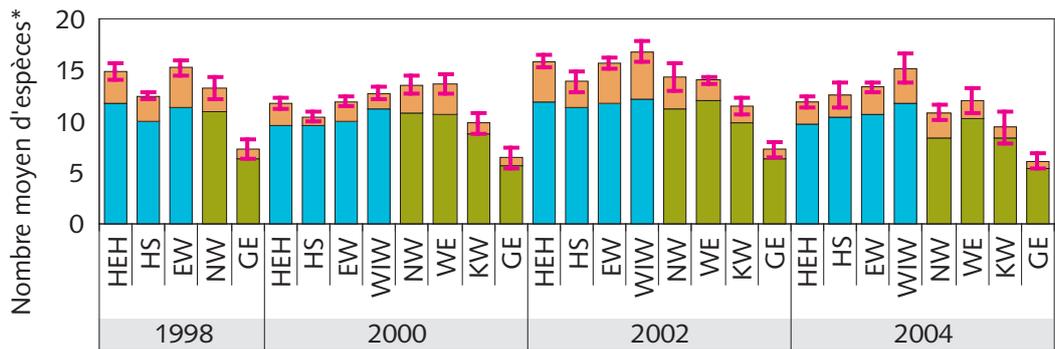
(prairies artificielles, maïs, céréales, cultures sarclées et cultures oléagineuses) et plus d'espèces menacées (3 années sur 4) (Fig. 1, Tab. 2). Enfin, **les haies** présentent des nombres d'espèces et d'individus similaires à ceux observés dans les cultures (Fig. 1, Tab. 2).

La comparaison de la diversité de papillons entre les différents types de SCE ne révèle pas de différence significative entre les prairies extensives, les prairies peu intensives, les jachères florales et les haies (Anova, $P > 0,05$, Fig. 1). Les vergers traditionnels sont toutefois

Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz

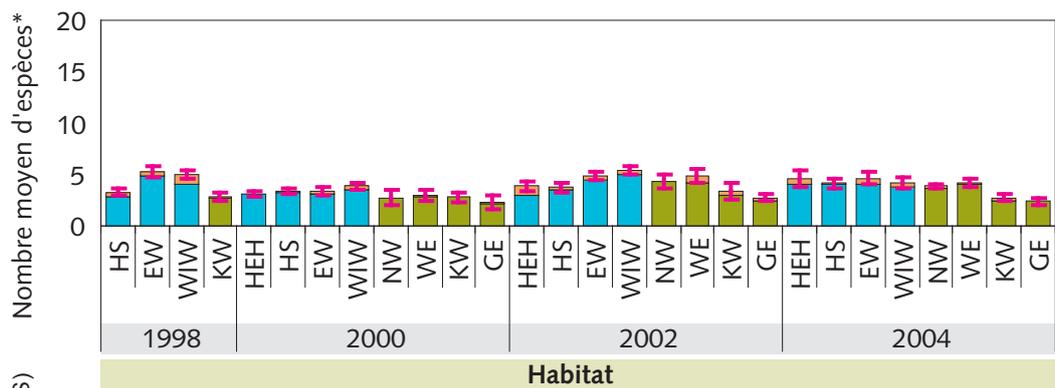


Figure 1: Nombre moyen d'espèces de papillons (+/- erreur standard, ES) et part des espèces spécialistes dans les SCE (*prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels*) et les cultures (*prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures oléagineuses*) dans les trois régions de 1998 à 2004.

HEH = haies
 HS = vergers traditionnels
 BB = jachères florales
 EW = *prairies extensives*
 WIW = *prairies peu intensives*
 NW = prairies naturelles intensives
 WE = pâturages intensifs
 KW = prairies artificielles
 GE = céréales
 MA = maïs
 HF = cultures sarclées
 OF = cultures oléagineuses.

*(+/- ES)

■ Espèces généralistes dans les SCE ■ Espèces généralistes dans les cultures ■ Espèces spécialistes

moins riches en espèces (total) et en espèces spécialistes que les *prairies extensives et peu intensives* (Ruswil/Buttisholz, 1998) ou les haies (Nuvilly/Combremont-le-Grand, 1998) (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1).

Les nombres d'espèces et d'individus ne varient pas significativement entre 1998 et 2004 dans les SCE et dans les cultures (Anova, $P > 0,05$, Fig. 1), à l'exception de Ruswil/Buttisholz où le nombre d'individus diminue dans les SCE (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1). Les nombres d'espèces et d'individus varient cependant fortement d'une année sur l'autre et sont le plus souvent moins élevés en 2000 et 2004 en comparaison des années 1998 et 2002 (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1).

Les conditions locales des stations et les caractéristiques du paysage environnant affectent la diversité des papillons dans chaque région. Les nombres d'espèces et d'individus (total et/ou de spécialistes) varient en fonction des facteurs testés suivants : l'exposition (sud) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), la pente (>35%) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), le type de sol (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz) des parcelles, la pro-

portion de cultures dans les 200m alentours (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz), et la distance de la parcelle à la forêt la plus proche (Rafzerfeld) (Anova, $P < 0,05$). Les différences de diversité entre les SCE et les cultures restent cependant significatives lorsque l'effet de ces facteurs environnementaux est éliminé, c'est-à-dire lorsque ces facteurs sont considérés comme covariables dans les analyses.

Assemblages d'espèces de papillons

Sur l'ensemble des 3 régions et 4 années d'observation, 5 espèces de papillons dominent les assemblages spécifiques et représentent près de 70 % des observations : ce sont les Piérides (*Pieris sp.*, plus de 17'000 individus), le Myrtil (*Maniola jurtina*; 2'892 individus), le Demi-deuil (*Melanargia galathea*; 2'380 individus), le Tristan (*Aphantopus hyperantus*; 2'204 individus) et l'Argus bleu (*Polyommatus icarus*; 2'148 individus).

La Table 3 résume les différences dans les assemblages d'espèces de papillons entre les SCE et les cultures (analyse de redondance, test par permutations de Monte-Carlo). La Figure 2 illustre les résultats des ordinations (analyse en composantes principales, ACP) dans les exemples du Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand en 2002; les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations : une enveloppe étendue traduit ainsi une grande variabilité des assemblages spécifiques entre les stations d'un même type d'habitat. La distance entre les différentes enveloppes exprime quant à elle la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats: des enveloppes éloignées et bien distinctes sur le diagramme traduisent des différences marquées dans les assemblages d'espèces. Les espèces indiquées sur les figures sont celles qui sont les plus caractéristiques des différents habitats.

Tableau 3. Différences dans les assemblages et abondances d'espèces de papillons dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation.

Région	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	DDDD	nooo	noDD	nDDD	n	DDDD	n
Nu/Co	DDDD	oooD	oooD	oooo	DoDo	n	DDDD
Ru/Bu	oDDD	DDDD	DoDD	DDDD	nooo	n	ooDo

D : différence significative ($p < 0,05$; analyse de redondance RDA, test par permutations de Monte Carlo)

o : pas de différence significative

n : non testé à cause du trop petit nombre de stations

Les signes sont rangés par année croissante

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels

Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses

Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives

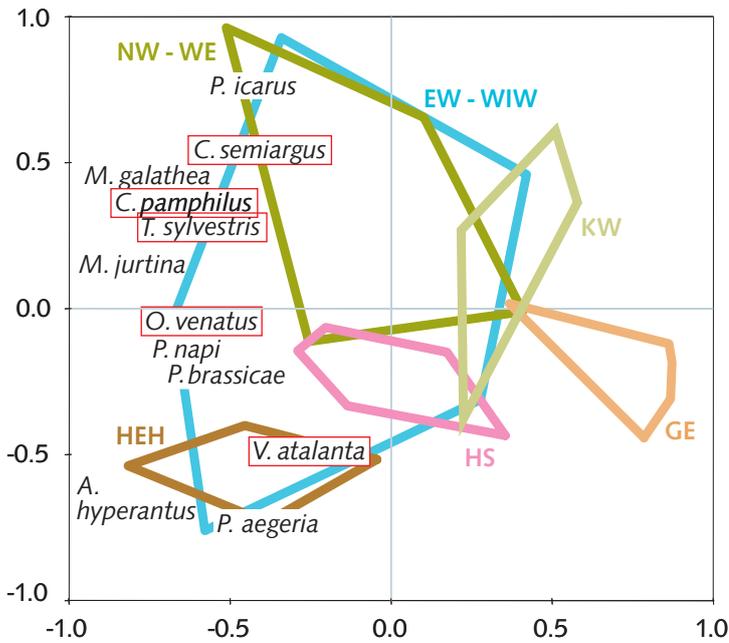
Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles

Prairies permanentes intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs

Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses

Quelques soient la région ou l'année d'observation, **les SCE** sont caractérisées par des assemblages d'espèces de papillons différents des cultures (Tab. 3). Les types de SCE qui se différencient le plus du point de vue de leur assemblage d'espèces par rapport aux cultures varient cependant d'une région à une autre. **Les haies** et **vergers traditionnels** se distinguent respectivement des cultures et des prairies permanentes intensives à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Fig. 2, Tab. 3). Les haies sont caractérisées par la présence de deux

Nuvilly/Combremont-le-Grand



Rafzerfeld

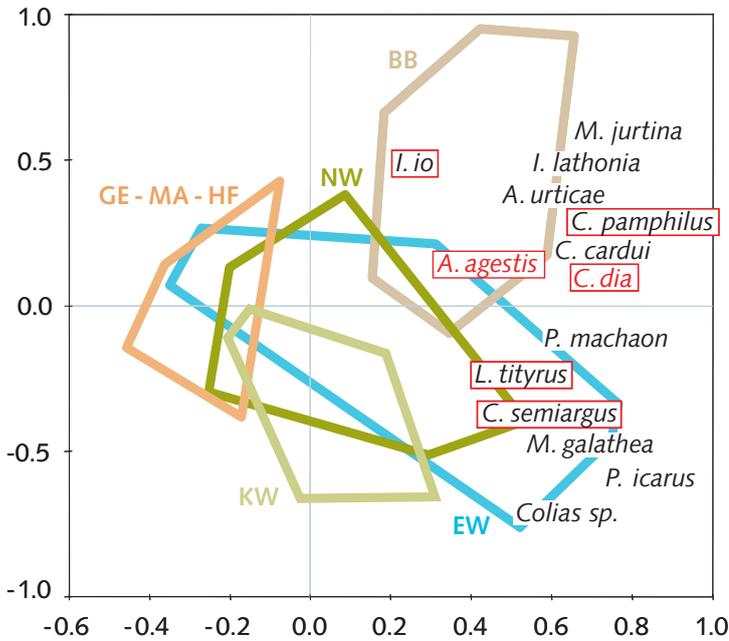


Figure 2: Assemblages d'espèces de papillons dans les SCE (prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels) et les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses) dans les régions de Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand en 2002 (analyse en composantes principales, ACP). Les espèces spécialistes sont encadrées en rouge ; les espèces de la liste rouge sont écrites et encadrées en rouge. Les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations. La distance entre les différentes enveloppes exprime la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats.

HEH = haies, HS = vergers traditionnels, BB = Jachères florales, EW = prairies extensives, WIW = prairies peu intensives, NW = prairies naturelles intensives, WE = pâturages intensifs, KW = prairies artificielles, GE = céréales, MA = maïs, HF = cultures sarclées.

espèces de lisières forestières, le Tristan (*Aphantopus hyperantus*) et le Tircis (*Pararge aegeria*). La comparaison des occurrences des espèces entre les haies et cultures révèle que certaines espèces sont observées exclusivement ou plus fréquemment dans ces SCE (Nuvilly/Combremont-le-Grand : 7 espèces, Ruswil/Buttisholz : 3 espèces). Les vergers traditionnels présentent des assemblages d'espèces intermédiaires entre ceux des prairies permanentes intensives et des haies (Fig. 2). A Nuvilly/Combremont-le-Grand, 3 espèces sont observées exclusivement dans les vergers traditionnels et 6 espèces sont plus fréquentes dans ces SCE que dans les prairies permanentes intensives. Les assemblages d'espèces des prairies SCE de cette région ne diffèrent pas de ceux des prairies intensives et sont dominés par des espèces prairiales ubiquistes comme le Demi-deuil (*Melanargia galathea*); plusieurs espèces spécialistes telles que le Demi-argus (*Cyaniris semiargus*) ou l'Hespérie de la Houque (*Thymelicus sylvestris*) sont plus abondantes dans les prairies extensives et peu intensives (Fig. 2). Ces espèces, qui se reproduisent sur des graminées, demeurent cependant abondantes en milieu agricole.

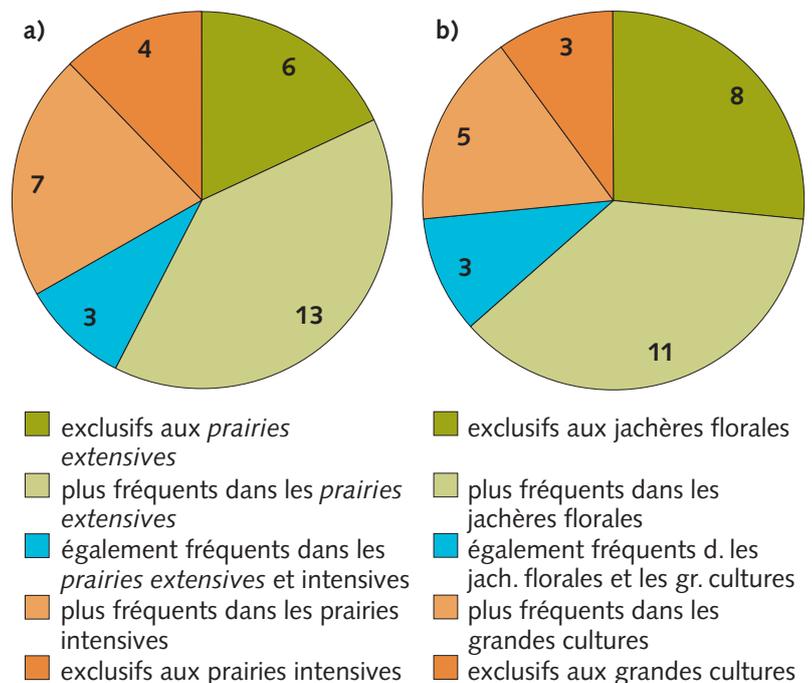
Les prairies extensives et peu intensives sont caractérisées par des assemblages d'espèces distincts des prairies intensives (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles) à Ruswil/Buttisholz et Rafzerfeld (Tab. 3, Fig. 2). Les prairies SCE accueillent des espèces prairiales ubiquistes comme les Piérides. Elles hébergent des espèces spécialistes encore relativement communes en milieu agricole, telles que le Paon de jour (*Inachis io*) dont les plantes hôtes sont les orties (Ruswil/Buttisholz) ou le Cuivré fuligineux (*Lycaena tityrus*) qui se reproduit principalement sur des Rumex (Rafzerfeld). Une espèce inscrite sur liste rouge, la petite Violette (*Clossiana dia*) est plus abondante dans les prairies SCE au Rafzerfeld (25 individus sur 70 au total). Les assemblages d'espèces dans les prairies SCE varient fortement en fonction des stations échantillonnées; la superposition des différents groupes de stations indique que certaines prairies SCE ont des assemblages d'espèces caractéristiques de ceux des haies, ou encore de prairies intensives, voire de cultures (Fig. 2).

Certaines espèces sont observées exclusivement dans les prairies extensives (Rafzerfeld: 6 espèces, Nuvilly/Combremont-le-Grand: 5 espèces, Ruswil/Buttisholz: 4 espèces) ou plus fréquem-

ment dans les *prairies extensives* que dans les prairies intensives (Rafzerfeld : 13 espèces, Nuvilly/Combremont-le-Grand: 26 espèces, Ruswil/Buttisholz: 5 espèces) (Fig. 3a) ce qui représente entre 45 % et 85 % des observations selon les régions.

Enfin, les **jachères florales** au Rafzerfeld présentent des assemblages différents de ceux rencontrés dans les grandes cultures (Tab. 3, Fig. 2). Elles abritent tout particulièrement certaines espèces spécialistes ainsi que des espèces inscrites sur *liste rouge*: ce sont la Petite Violette (*Clossiana dia*) (28 individus sur 70 au total), la Grisette (*Caracharodus alceae*) présente uniquement dans ces jachères (14 individus) et l'Argus Brun (*Aricia agestis*) en moindre abondance (2 individus sur 5 au total). Huit espèces sont rencontrées exclusivement dans les jachères florales et 11 espèces sont plus fréquentes dans les jachères que dans les grandes cultures (Fig. 3b), soit plus de 60% des espèces observées. Dans cette région, différentes espèces spécialistes sont favorisées par les prairies SCE (*Lycaena tityrus* et *Cyaniris semiargus*) et les jachères (*Inachis io* et *Coenonympha pamphilus*) (Fig. 2).

Les assemblages d'espèces sont influencés par les conditions environnementales des stations: localement, l'exposition (sud) (Rafzerfeld), la pente (>35%) (trois régions), le type de sol (trois régions); la proportion de cultures dans un rayon de 200m et la distance à la forêt la plus proche (trois régions) (analyse de redondance, permutations de Monte-Carlo, $P < 0,05$). L'effet du type d'habitat reste toutefois significatif lorsque l'effet des facteurs environnementaux est éliminé.



Synthèse

Diversité des papillons diurnes dans les SCE en comparaison des cultures

Les surfaces de compensation écologique sont globalement plus riches en espèces de papillons et en individus que les milieux cultivés. Les comparaisons plus détaillées entre les différents types de SCE et de cultures montrent cependant que seules les jachères florales abritent plus d'espèces et d'individus que les cultures. La qualité des prairies SCE dans deux des trois régions est faible si l'on considère le nombre moyen d'espèces observées (6 espèces à Ruswil/Buttisholz et 12 espèces à Rafzerfeld), des prairies de bonne qualité étant définies comme hébergeant en moyenne au moins une vingtaine d'espèces de papillons (Schneider et Walter 2001). La qualité des prairies SCE situées dans la troisième région est toutefois bonne (18 espèces en moyenne à Nuvilly/Combremont-le-Grand). Les haies et les vergers traditionnels présentent également des nombres d'espèces et d'individus similaires en comparaison des cultures. La méthode d'échantillonnage utilisée ne permet pas de distinguer les individus de passage (e.g en vol pour une recherche de nourriture) des individus se nourrissant ou se reproduisant effectivement dans une surface; cela peut contribuer aux différences parfois faibles entre les cultures et les SCE. D'autres facteurs peuvent expliquer en partie la diversité similaire des prairies SCE et intensives. Certaines prairies intensives (permanentes ou artificielles) peuvent être très fleuries et utilisées comme sites d'alimentation par les papillons, et certaines espèces communes de papillons peuvent utiliser quelques plantes cultivées comme plantes hôtes.

Les SCE présentent toutefois des assemblages d'espèces bien distincts en comparaison des cultures, et contribuent ainsi de façon substantielle à la diversité régionale. Elles sont caracté-

Figure 3: Distribution de l'occurrence des espèces de papillons dans (a) les prairies extensives et intensives (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles) et (b) les jachères florales et les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses), dans l'exemple du Rafzerfeld (4 années regroupées).

térisées par la présence d'espèces moins fréquentes ou absentes dans les cultures, spécialistes, ou typiques de lisières forestières (haies), ou encore menacées (jachères florales et prairies). En milieu agricole, les régimes de gestion des prairies et bords de champs déterminent la disponibilité des fleurs pour les papillons adultes et des plantes hôtes pour les chenilles (Oates 1995). La date à laquelle ces pratiques interviennent durant l'été est également déterminante pour les papillons; les milieux fauchés ou pâturés en dehors de la saison de reproduction fournissent du nectar en continu pour les adultes, des sites où les femelles peuvent pondre et où les chenilles accomplissent leur cycle de développement (Feber et Smith 1995). Les SCE sont fauchées en début (prairies SCE) ou en dehors (jachères florales) de l'été. Les papillons peuvent ainsi utiliser en alternance les SCE et les surfaces intensives au cours de l'été en fonction de la disponibilité des fleurs et des plantes hôtes qui varie avec la gestion de ces milieux. La diversité limitée des papillons dans les vergers traditionnels s'explique par le fait que seuls les arbres sont soumis à une gestion extensive, la prairie étant gérée de façon intensive. Dans le cas des jachères florales, certaines espèces de papillons menacées peuvent profiter de plantes hôtes particulières (voir encadré).

Les résultats montrent que les différents types de SCE se différencient plus par la nature des espèces présentes que par le nombre d'espèces ou d'individus. Chaque type de SCE apporte un cortège d'espèces différent des autres. Il convient donc de favoriser autant que possible la présence d'une diversité de SCE – prairies, haies, vergers traditionnels et jachères florales – plutôt qu'un type en particulier. La mise en place de jachères florales dans des paysages de grandes cultures comme au Rafzerfeld est une mesure efficace pour accroître la diversité des papillons diurnes, mais le rôle des prairies SCE situées à proximité des forêts et autres milieux semi-naturels ne doit pas être négligé. Dans des paysages d'agriculture laitière ou d'élevage (exemple de Ruswil/Buttisholz), ou encore d'agriculture mixte (Nuilly/Combremont-le-Grand), les prairies SCE, haies et vergers traditionnels contribuent à favoriser la diversité des papillons.

Evolution de la diversité des papillons diurnes au cours du temps

Le nombre d'espèces ou d'individus n'augmente pas entre 1998 et 2004. Au contraire, le nombre d'individus diminue pendant cette période à Ruswil/Buttisholz. Dans cette région, les prairies naturelles et les pâturages sont gérés de façon plus intensive en comparaison de ceux situés dans les deux autres régions (plus forte quantité de fertilisants, etc.) et les SCE actuellement en place ne suffisent pas à contrebalancer les effets de cette gestion sur les papillons. L'étude de la végétation des SCE dans le plateau Suisse montre que la végétation des *prairies extensives* et des vergers traditionnels reflète toujours la gestion intensive réalisée sur ces surfaces dans le passé (Chapitre 5 ; Herzog *et al.* 2005). La période d'observation des papillons (6 années) peut alors être trop restreinte pour pouvoir observer un effet significatif de la compensation écologique sur la diversité des papillons. En outre, les fortes variations de diversité de papillons observées entre les 4 saisons d'échantillonnage rendent difficile toute interprétation quant à une tendance positive ou négative au cours du temps.

Variations de la diversité des papillons diurnes en fonction du contexte local, paysager et régional

Au sein de chaque région, la diversité des papillons varie de façon récurrente en fonction des conditions locales des stations d'échantillonnage : les surfaces exposées sud, pentues (>35%) accueillent une plus forte diversité de papillons, du fait d'une gestion, de conditions d'ensoleillement et d'une qualité de végétation particulières.

Les caractéristiques du paysage environnant influencent également la diversité des papillons dans les SCE. Les surfaces isolées dans des zones de cultures sont moins riches que celles situées à proximité d'une forêt. Les papillons doivent se déplacer entre différents habitats pour trouver les diverses ressources nécessaires à l'accomplissement de leur cycle de vie (Quin *et al.* 2004). La gestion extensive des habitats influence la diversité des papillons mais

L'intérêt des Jachères florales pour les papillons de jour

La synthèse d'observations réalisées dans diverses régions agricoles de Suisse révèle que la mise en place de jachères florales contribue à favoriser la présence d'espèces intéressantes de papillons de jour, notamment de certaines espèces inscrites sur la *liste rouge* des espèces menacées en Suisse.

Les jachères florales: une source de nourriture pour les papillons

Les papillons profitent tout d'abord du fait que les jachères sont riches en fleurs et qu'ils peuvent s'y nourrir de façon plus ou moins continue pendant la saison de reproduction. Les jachères sont en effet fauchées entre octobre et mars, au contraire des prairies, bords de champs et bords de routes qui sont entretenus régulièrement pendant l'année.

Les jachères florales: des sites pour se reproduire

Certaines espèces de papillons trouvent également dans les jachères florales les plantes-hôtes de leurs chenilles. Parmi ces espèces, la Grisette (*Carcharodus alceae*), considérée comme très menacée, profite des diverses espèces de mauves dans les jachères pour se reproduire. Bien que la Grisette ait été sous-échantillonnée par le passé, son apparition et/ou expansion récentes dans certaines régions de Suisse (Rafzerfeld-ZH, Val de Ruz-NE, Ajoie-JU notamment) peuvent clairement être liées au développement des jachères florales.

D'autres espèces profitent localement des plantes-hôtes présentes dans les jachères : le Cuivré des marais (*Lycaena dispar*) par exemple, espèce menacée considérée comme hautement prioritaire au niveau national, utilise les jachères comme milieu de reproduction accessoire dans les deux régions où il est présent, en Ajoie et dans la région genevoise. Il se reproduit sur certaines espèces de Rumex qui y poussent spontanément. D'une manière générale, le nombre d'espèces de plantes hôtes présentes dans les jachères est cependant limité et la structure souvent dense et haute de la végétation n'est pas très favorable pour les papillons : le rôle de ces surfaces en tant que sites de reproduction est restreint à quelques espèces seulement.

Les jachères florales en relation avec les milieux environnants

La colonisation des jachères est favorisée par la qualité des milieux proches. Récemment, plusieurs espèces menacées ont ainsi été observées dans des jachères florales dans des régions riches en prairies maigres. Il reste à confirmer que ces espèces se reproduisent dans ces jachères et que leur reproduction dans celles-ci contribue effectivement au maintien et à la stabilité des populations locales, voire à l'établissement de nouvelles populations.

La Grisette
(*Carcharodus alceae*)
sur sa plante-hôte,
la Mauve
(Photo: Emmanuel
Wermeille).



Les papillons adultes
trouvent nourriture et
abris dans les jachères
florales.
(Photo: Sybille Studer)

la quantité et l'organisation des surfaces de compensation écologique à l'échelle du paysage est également importante (Jeanneret *et al.* 2003). Il apparaît donc important de favoriser l'installation des SCE à proximité d'autres SCE ou de milieux semi-naturels (e.g. forêts) pour disposer d'un réseau de milieux favorables à l'échelle régionale.

Les assemblages d'espèces de papillons au sein des différentes surfaces de compensation écologique varient fortement entre les régions. Les *prairies extensives et peu intensives* situées à Nuvilly/Combremont-le-Grand présentent des assemblages d'espèces similaires aux prairies intensives. Au contraire, les prairies SCE situées dans les deux autres régions présentent des assemblages d'espèces différents en comparaison des prairies intensives. Les vergers traditionnels et les haies sont plus diversifiés que les milieux cultivés à Nuvilly/Combremont-le-Grand alors qu'ils ne présentent pas d'intérêt particulier à Ruswil/Buttisholz. Ces variations sont liées à des différences régionales de climat, d'utilisation agricole et de paysage, qui se traduisent par des conditions plus ou moins favorables pour les papillons.

Conclusions

- Nos résultats montrent que les surfaces de compensation écologique n'accueillent le plus souvent pas plus d'espèces que les cultures ; elles sont cependant caractérisées par des ensembles d'espèces différents et contribuent ainsi à la diversité régionale.
- Les différents types de SCE hébergent un nombre similaire d'espèces, mais apportent des cortèges différents d'espèces.
- Aucune tendance positive ou négative n'est démontrée après 6 années d'observations.
- L'efficacité des SCE varie en fonction du contexte local de chaque SCE, de la nature des milieux environnants et du contexte régional.

Remerciements

D. Berner, S. Bosshart, S. Buholzer, S. Pozzi, K. Schneider et T. Walter.

Bibliographie

- Feber R.-E. et Smith H., 1995. Butterfly conservation on arable farmland. Dans: Pullin A.-S. (éd.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman & Hall, London, 84–97.
- Gonseth Y., 1994. Rote Liste der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. Dans: Duelli P. (éd.), Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ, 48–51.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on vegetation and breeding birds in Swiss agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 108, 189–204.
- Jeanneret P., Schüpbach B. et Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity on cultivated landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 311–320.
- Kitihara M., Sei K. et Fujii K., 2000. Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further analysis based on the generalist/specialist concept. Population Ecology 42, 135–144.
- Oates M.-R., 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. Dans: Pullin A.-S. (éd.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman and Hall, London, 98–112.
- Ouin A., Aviron S., Dover S. et Burel F., 2004. Complementation/supplementation or resources for butterflies in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 103, 473–479.
- Schneider K. et Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. Schriftenreihe der FAL 39, 34–44.
- Walter T. et Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: a tool for both selecting indicator species for land use and estimating impacts of land use on animal species. Dans: Agriculture and biodiversity, developing indicators for policy analysis, Rapport de l'OECD, 152–155.
- Wermeille E. et Caron G., en préparation. L'intérêt des jachères pour les papillons de jour: le cas de la Grisette (*Carcharodus alceae*) et de quelques autres espèces de papillons diurnes.

6.5 Sauterelles et criquets (Orthoptères)

Thomas Walter,
Beatrice Schüpbach et
Matthias Wolf



En l'an 2000, les espèces de sauterelles furent cartographiées et leur densité fut estimée sur toutes les surfaces de compensation écologique (SCE) et sur les autres surfaces des trois zones étudiées. Le nombre d'espèces était faible sur toutes les surfaces. Il manque de réservoirs avec de nombreuses espèces de sauterelles. Afin de préserver et de favoriser les populations de sauterelles, il est d'une grande importance de relier les prairies permanentes extensives dans un réseau et de créer des surfaces servant de réservoir avec les mesures de revalorisation correspondantes. Ceci fut démontré par des exemples venant du Canton de Zurich.

Sur le terrain, les Orthoptères (sauterelles, criquets et grillons, appelés par la suite «sauterelles») peuvent aisément être observés, écoutés et exactement identifiés. Ils réagissent aux perturbations de leur habitat et ainsi se prêtent bien pour évaluer les modifications du mode d'exploitation (Bellmann 1985, Fricke et Von Nordheim 1992, Detzel 1992, 1998, Ingrisch et Köhler 1998). A ce jour, environ 100 espèces (Thorens et Nadig 1997) furent décrites en Suisse, dont 80 % vivent dans les prairies et pâturages. Dans ces milieux, 82 espèces vivent sur un sol sec, 35 sur les sols frais et 30 espèces sur les sols humides (Schneider et Walter 2001). Notre façon de cultiver prairies et pâturages est donc d'une grande importance pour la préservation et le développement des sauterelles.

Les sauterelles dans les trois zones d'études de cas

Les sauterelles des trois zones étudiées furent observées en l'an 2000. Pour ce faire, les unités d'exploitation préalablement délimitées (parcelles) furent examinées à la recherche de sauterelles lors d'inspections entre mi-juillet et fin août. Le grillon champêtre se laisse observer de préférence en mai et en juin. C'est la raison pour laquelle sa présence fut certainement sous-estimée dans cette étude. En plus de l'identification des espèces présentes, la densité de chaque espèce fut classifiée en trois classes de densité (classe 1: un animal par 10 m², classe 2: deux à cinq individus par 10 m², classe 3: plus de cinq individus par 10 m²).

Rafzerfeld

Au Rafzerfeld, 17 espèces furent déterminées (Tab. 1). Les espèces dominantes furent le criquet des pâtures (*Chorthippus parallelus*) et le criquet mélodieux (*Chorthippus biguttu-*

Figure 1:
Le gomphocère roux (*Gomphocerippus rufus*) est favorisé par la mise en réseau des SCE (Photo: Daniel Berner).

Thomas Walter,
Beatrice Schüpbach
et Matthias Wolf,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

lus). En plus des espèces communément présentes en Suisse, nous trouvâmes cinq espèces menacées selon la *Liste rouge* ainsi que l'oedipode aigue-marine ou criquet à ailes bleues (*Sphingonotus caeruleus*), une espèce menacée de disparition. La decticelle bicolore (*Metrioptera bicolor*), une des espèces vivant dans les herbes, thermophile ou dépendante de prairies ou de pâturages extensifs, ne fut trouvée que localement. Le phanéroptère porte-faux fut trouvé de façon ponctuelle dans les jachères, les arbustes et les surfaces rudérales couvertes de hautes herbes ou d'arbustes. Des espèces de surfaces rudérales, comme le criquet brun (*Chorthippus brunneus*) et le criquet à ailes bleues (*Sphingonotus caeruleus*) complétèrent la population des sauterelles de cette région. L'oedipode aigue-marine (*Sphingonotus caeruleus*) ne fut trouvé que dans les carrières du Rafzerfeld, où les endroits humides manquent, donc aussi les espèces typiques de cet habitat.

Nuvilly/Combremont-le-Grand

Dans cette zone d'étude, nous identifîâmes 13 espèces répandues et communes de Suisse adaptées aux endroits moyennement humides. Le criquet des pâtures était à nouveau dominant. Le criquet brun (*C. brunneus*), une espèce typique des endroits secs et chauds, et le criquet mélodieux étaient également bien répandus et représentés. En comparaison avec Ruswil/Buttisholz et Rafzerfeld, la decticelle bariolée (*Metrioptera roeselii*) était, à Nuvilly/Combremont-le-Grand, très abondante, ce qui est dû à l'utilisation moins intensive de la majorité des prairies et pâturages. Le phanéroptère porte-faux (*P. falcata*) et la decticelle bicolore (*Metrioptera bicolor*), deux espèces typiques d'une exploitation extensive des prairies, n'ont pas été observées, bien qu'elles soient normalement présentes dans la région. Le conocéphale bigarré (*Conocephalus fuscus*) et le criquet des clairières (*Chrysochraon dispar*), deux espèces typiques des prairies marécageuses et des roselières furent trouvées de façon ponctuelle dans les prairies humides.

Ruswil/Buttisholz

Dans cette zone d'étude, 16 espèces furent recensées (Tab. 1). Il s'agit d'espèces fréquentes et largement répandues dans les prairies et pâturages moyennement humides de Suisse. Les espèces thermophiles ainsi que celles des endroits fortement humides manquaient. Deux espèces étaient dominantes: le criquet des pâtures (*C. parallelus*) qui fut trouvé sur presque toutes les surfaces herbagères et le criquet marginé (*C. albomarginatus*), menacé, mais qui fut présent presque aussi abondant que *C. parallelus* dans la zone d'étude. Ceci est typique pour la région, cette espèce ayant, selon Thorens et Nadig (1997), son aire de répartition principale sur le Plateau suisse entre les Lacs de Biene et de Morat, et jusqu'au lac de Zoug. Les deux espèces vivent principalement dans les prairies permanentes, évitant pourtant les endroits très humides ou secs. Le criquet des pâtures colonise plus souvent les prairies artificielles que le criquet marginé. Les deux espèces pondent dans le sol. Dans les prairies artificielles, le cycle de leur développement est interrompu quand elles sont labourées. Des espèces des prairies peu intensives à extensives comme la decticelle bariolée (*M. roeselii*) ne furent qu'isolément trouvées. Trois espèces sont considérées comme menacées selon la *Liste rouge* (Nadig et Thorens 1994). Le criquet des roseaux (*Mecostethus pleurus*), espèce menacée, et (dans une prairie sèche) le criquet des clairières (*C. dispar*) furent observés très localement et parcimonieusement.

Surfaces pauvres en espèces

Dans toutes les trois zones d'étude, la proportion de prairies plus ou moins extensives (y compris les SCE), de jachères, bosquets, mégaphorbiaies et de zones humides se montait à environ 10 % (fig. 1). Selon le type d'habitat, le nombre moyen d'espèces par surface étudiée était faible avec 1,5 à 3,6 (fig. 2). Ceci est aussi valable pour le nombre maximum d'espèces (3 à 7). En comparaison, 11 espèces (maximum 17) furent en moyenne trouvées dans

Tableau 1. Liste des espèces de sauterelles dans les trois zones d'étude du Plateau suisse, Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu).

Nom d'espèce	Liste rouge CH	Fréquence ¹⁾			
		Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Total
Criquet des pâtures (<i>Chorthippus parallelus</i>)	N	178	479	488	967
Criquet marginé (<i>Chorthippus albomarginatus</i>)	3	1	0	386	387
Criquet mélodieux (<i>Chorthippus biguttulus</i>)	N	157	198	33	378
Criquet brun (<i>Chorthippus brunneus</i>)	N	52	200	2	254
Gomphocère roux (<i>Gomphocerippus rufus</i>)	N	41	32	88	161
Grande sauterelle verte (<i>Tettigonia viridissima</i>)	N	52	52	3	107
Tetrix riverain (<i>Tetrix subulata</i>)	N	41	5	61	107
Grillon des forêts (<i>Nemobius sylvestris</i>)	N	2	92	4	98
Decticelle bariolée (<i>Metrioptera roeselii</i>)	N	1	92	2	95
Decticelle cendrée (<i>Pholidoptera griseoptera</i>)	N	5	83	3	91
Criquet des roseaux (<i>Mecostethus parapleurus</i>)	3	44	0	1	45
Grillon champêtre (<i>Gryllus campestris</i>)	3	1	14	0	15
Tetrix des carrières (<i>Tetrix tenuicornis</i>)	N	2	2	9	13
Criquet verdelet (<i>Omocestus viridulus</i>)	N	0	0	12	12
Decticelle bicolore (<i>Metrioptera bicolor</i>)	3	12	0	0	12
Criquet vert-échine (<i>Chorthippus dorsatus</i>)	N	8	0	3	11
Phanéoptère porte-faux (<i>Phaneroptera falcata</i>)	3	6	0	0	6
Oedipe aigue-marine (<i>Sphingonotus caeruleans</i>)	1	5	0	0	5
Sauterelle cymbalière (<i>Tettigonia cantans</i>)	N	0	0	5	5
Criquet des clairières (<i>Chrysochraon dispar</i>)	3	0	2	2	4
Conochéphale bigarré (<i>Conocephalus fuscus</i>)	3	0	1	0	1
Nombre total d'espèces	21	17	13	16	
Nombre d'espèces de la Liste rouge	8	6	3	3	

¹⁾ Total des observations

Proportions de surfaces des types de biotopes

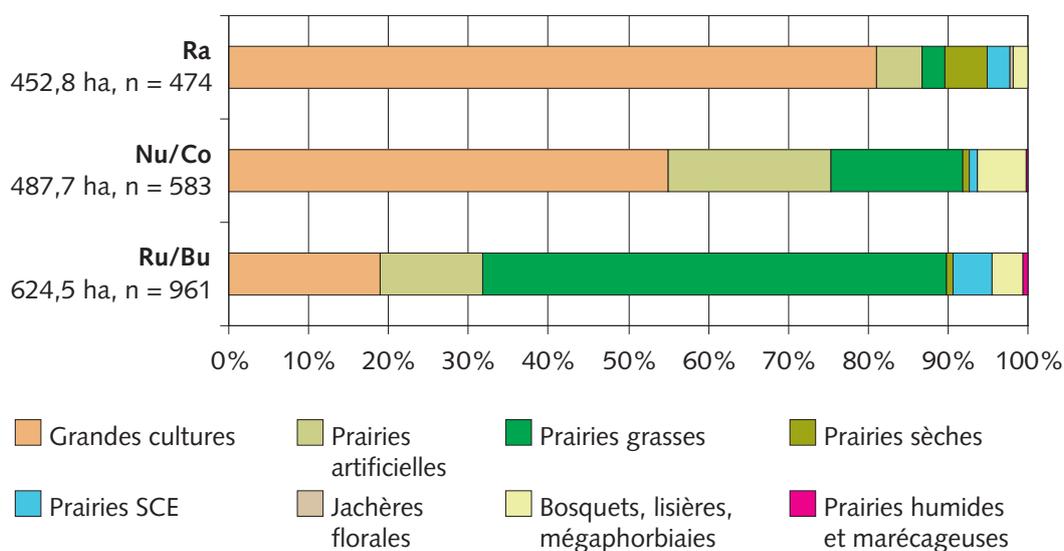
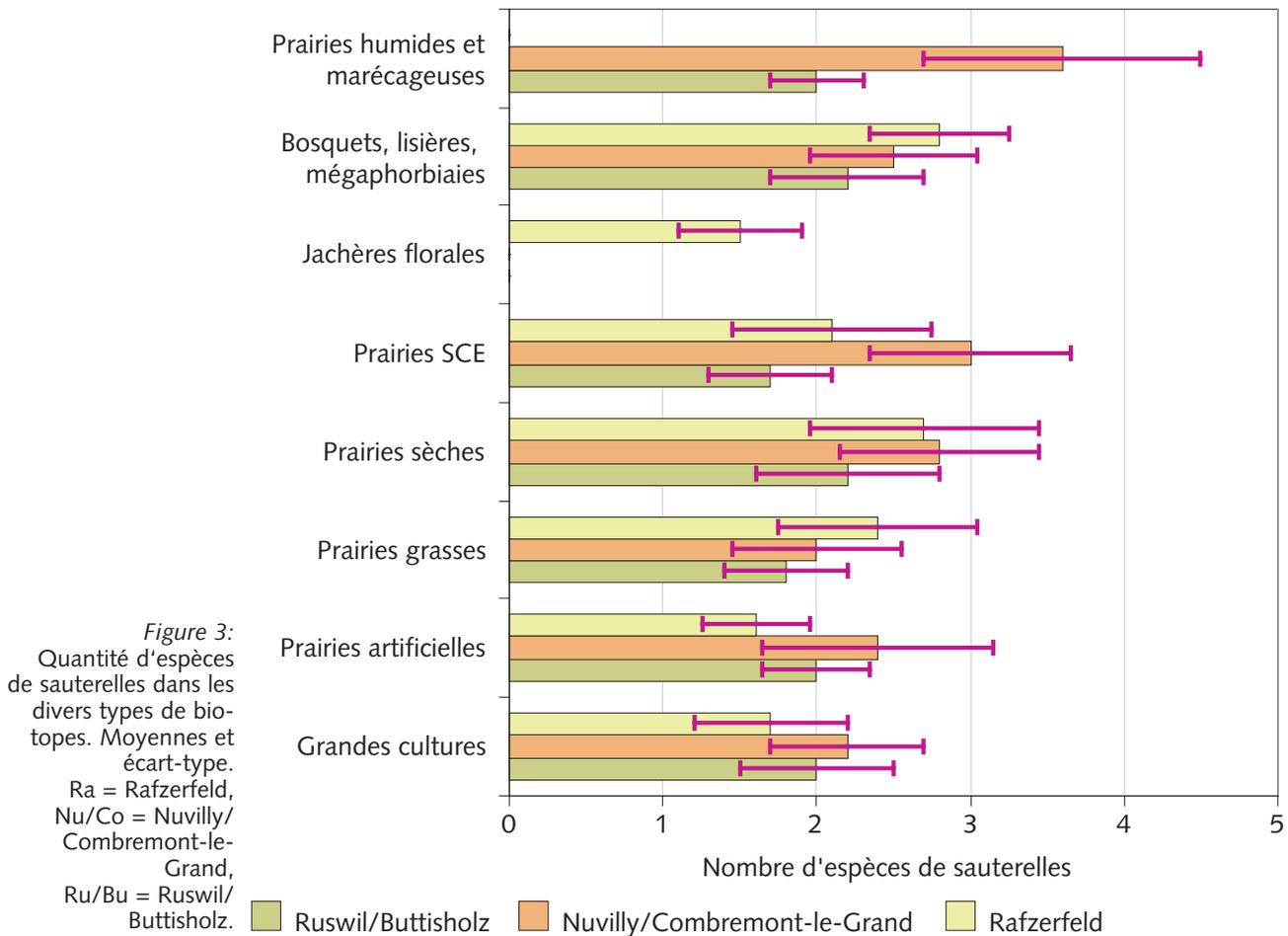


Figure 2: Proportion des surfaces des types de biotopes, n = nombre de surfaces totales. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.



des prairies et des pâturages d'endroits secs du Canton de Bâle-Campagne (Schneider et Walter 2001). Dans des prairies et pâturages humides de la Commune de Schönenberg (ZH), 5 espèces (maximum 9) furent recensées (Peter et Walter 2001). De tels réservoirs d'espèces n'apparaissent pas dans les zones étudiées.

Prairies SCE: la plupart du temps insuffisantes et pas meilleures que les autres prairies permanentes

Les prairies SCE *extensives* et *peu intensives* (types 1 et 4) présentaient à Ruswil/Buttisholz et au Rafzerfeld tendanciellement moins d'espèces que le reste des prairies permanentes (fig. 3). En 2004, Knop *et al.* (chap. 10) n'ont également constaté, lors d'observations à Ruswil/Buttisholz, aucune différence significative dans le nombre d'espèces de sauterelles entre les prairies SCE et les autres prairies. Ceci indique clairement que, dans ces deux zones d'étude, les prairies SCE ne sont pas de meilleure qualité que les autres surfaces herbacées permanentes pour les sauterelles. A Nuvilly/Combremont-le-Grand par contre, significativement plus d'espèces étaient présentes dans les SCE, les prairies humides et les prairies sèches que dans les autres surfaces herbacées permanentes (fig. 2) – bien que la proportion de prairies SCE, avec 1 %, est au plus bas (fig. 2). En comparaison avec Ruswil/Buttisholz, ces résultats s'expliquent par l'exploitation en général plus extensive des prairies et pâturages de Nuvilly/Combremont-le-Grand (données évaluation Agroscope FAL, non publiées). Ainsi le nombre moyen de fauches des prairies SCE s'élève à une à deux par année à Nuvilly/Combremont-le-Grand et deux à trois à Ruswil/Buttisholz. Au Rafzerfeld la fréquence moyenne de fauche n'était certes que légèrement plus élevée, mais en revanche la proportion de prairies permanentes ne fait, avec 12 %, que la moitié de celle de Nuvilly/Combremont-le-Grand. De ce fait, les prairies permanentes y sont fortement fragmentées.

Tableau 2. Corrélation entre la densité de trois espèces de sauterelles fréquentes en Suisse et la valeur de mise en réseau du milieu vital selon Schüpbach *et al.* (2002).

	<i>Chortippus parallelus</i>			<i>Chortippus bigutulus</i>			<i>Gomphocerippus rufus</i>		
	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Prairies artificielles	-0,032	0,069*	0,161	-0,062*	0,254*	0,034	0,009	0,030	-0,025
Herbage gras	0,137*	0,239*	0,172*	0,095*	0,059	0,039	-0,027	0,030	0,048
Herbages avec structure	0,008	0,180	0,181*	0,053	0,284*	-0,002	0,049	0,074*	0,2*
Prairies et pâtures humides	---	0,059	0,065*	---	0,047	-0,006	---	-0,008	0,012
Prairies et pâturages secs	0,123*	0,124*	0,104*	0,269*	0,051	-0,008	0,132*	-0,048	0,25*
Prairies SCE	0,113*	0,228*	0,134*	0,073*	0,074*	0,017	0,171*	0,129*	0,053*
Jachères florales	-0,020	---	---	-0,024	---	---	-0,023*	---	---
Toutes les SCE	0,077*	---	---	0,043	---	---	0,138*	---	---
Herbages permanents non SCE	0,124*	0,215*	0,236*	0,155*	0,288*	0,053*	0,119*	0,044	0,076*
Herbages permanents	0,169*	0,246*	0,259*	0,193*	0,292*	0,06*	0,147*	0,047	0,068*
Surfaces proches de la nature	0,087*	0,098*	0,049*	0,196*	0,060	-0,006	0,076*	0,149*	0,068*
Toutes les surfaces	0,197*	0,184*	0,269*	0,171*	0,284*	0,06*	0,162*	0,291*	0,12*

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

* $p < 0.05$

Par conséquent, pour des espèces plus exigeantes ou incapables de voler, comme la decitelle bariolée, il est plus difficile de trouver les habitats appropriés.

Jachères florales – prairies artificielles – grandes cultures

Ce n'est que dans la zone d'étude du Rafzerfeld que des jachères florales furent observées. Avec une à trois espèces de sauterelles, elles étaient aussi pauvres en espèces que les autres surfaces de grande culture. De nouvelles études doivent encore déterminer dans quelle mesure, plus d'espèces de sauterelles peuvent s'établir dans les jachères conçues pour une longue période que sur les surfaces de grandes cultures. La découverte du phanéroptère porte-faux (*P. falcata*) dans une jachère florale peut être un indice que les jachères deviennent plus intéressantes avec le temps pour les espèces rares de sauterelles. Cette espèce est apte à voler et pose ses œufs sur différents arbustes. Par contre, aucune autre espèce posant ses œufs sur des arbustes ne fut observée.

Mise en réseau des surfaces herbagères permanentes et des SCE

Dans les trois régions étudiées, l'importance de la mise en réseau entre les différents habitats fut établie selon Schüpbach *et al.* (2002) pour trois espèces de sauterelles fréquentes en Suisse (tab. 2). Dans ce dessein, les surfaces cartographiées furent superposées avec une trame virtuelle faite de pixels de 50 x 50 m et une valeur de connectivité entre les habitats fut établie pour chaque élément de la trame. Pour chaque élément, la proportion des différents types d'habitats fut calculée et multipliée par une valeur spécifique et typique de l'habitat pour chaque espèce. La valeur typique de l'habitat fut basée sur l'index de préférence selon Duncan (1983). Il correspond au quotient de la proportion d'un type d'habitat dans

lequel certaines espèces de sauterelles furent observées et de la proportion que ce type de biotope a par rapport à la surface entière de la zone étudiée. Les types de biotopes préférés obtiennent une haute valeur. L'indice de préférence fut calculé selon les données de Peter et Walter (2001). Afin d'obtenir la valeur de connectivité de chaque pixel de la trame, les valeurs des autres éléments dans un rayon de 300 m furent divisées par la distance et additionnées. De plus, la densité estimée des sauterelles par espèce fut additionnée dans chaque pixel. Des corrélations furent calculées entre les valeurs de connectivité par type de biotope et la densité des sauterelles (tab. 2).

La densité des trois espèces était corrélée de manière significative et positive avec le réseau formé par les prairies permanentes dans les trois zones étudiées – excepté pour le gomphocère roux (*Gomphocerippus rufus*) à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Ceci est aussi valable pour les prairies SCE. Cependant, ici, c'est le criquet mélodieux (*Chorthippus biguttulus*) qui ne montre aucune valeur significative. Les valeurs relationnelles des surfaces à herbage permanentes non SCE étaient également positivement corrélées avec les densités de sauterelles. L'importance des prairies artificielles est moins uniforme. Pour le criquet des pâtures (*C. parallelus*), les prairies artificielles semblent avoir la même importance comme corridor que le reste des prairies. En ce qui concerne *C. biguttulus*, la corrélation par rapport à la densité est une fois significativement négative, une fois positive et une fois non significative. Dans toutes les zones étudiées, les prairies artificielles, tout comme les prairies grasses intensives, ne représentaient pour le *G. rufus*, déjà plus exigeant, pas de corridor valable.

On peut en général considérer que les prairies et pâturages permanents, ainsi qu'en partie les prairies artificielles, représentent des éléments de mise en réseau pour les espèces de sauterelles de Suisse fréquentes et répandues comme *C. parallelus* et *C. biguttulus*. Déjà pour *G. rufus*, qui est moins tolérant à l'exploitation, seules les SCE et d'autres surfaces herbagères permanentes représentent des éléments de mise en réseau importants.

Les sauterelles ont-elles profité des SCE en Suisse?

En ce qui concerne la faune des sauterelles, les résultats des trois zones étudiées montrent une triste image. Les zones d'étude et surtout les surfaces individuelles sont très pauvres en espèces. Les SCE ne se différencient que peu des autres surfaces. Les résultats devraient être représentatifs de la situation de nombreuses régions intensives du Plateau où ne subsiste presque aucun réservoir d'espèces rares ou menacées. Avant le début des années 1990, les sauterelles ne furent pas étudiées dans les zones d'étude; il est par conséquent difficile de faire des comparaisons avec la situation d'avant l'introduction des SCE. Les résultats sont, de ce fait, à interpréter avec prudence. On peut cependant admettre que, au moins au cours de cette dernière décennie, la situation ne s'est pas aggravée. Toutefois, dans les zones étudiées, aucune des espèces légèrement plus exigeantes ont étendu leur aire de distribution. Les études de Peter et Walter (2001) sur la commune de Schönenberg (ZH) et de Hunziker (2001) à Glattfelden (ZH) montrent pourtant que des succès sont tout à fait possibles. Dans ces deux communes, des réserves naturelles riches en espèces forment des réservoirs à partir desquels des espèces de sauterelles rares et menacées peuvent se disperser vers les SCE. Une plus grande propagation des espèces de sauterelles dans les SCE que dans les autres surfaces herbagères permanentes fut constatée lors d'une comparaison entre les années 1990 et 2000. Graf *et al.* (1999) eurent les mêmes résultats lors d'une extensification des surfaces herbagères aux marais de Wauwil. Les résultats conduisent à la conclusion suivante: dans les régions pauvres en espèces, le réaménagement et l'extension de tels réservoirs, comme les réserves naturelles, sont à promouvoir avec urgence. De plus, les SCE devraient de préférence être adjacentes à des surfaces de type réservoir, ce qui est possible avec des projets de mise en réseau dans le cadre de l'Ordonnance sur la qualité écologique (Walter *et al.* 2004).

Concernant l'effet des SCE sur les sauterelles dans les Alpes, il n'existe pour le moment que des études non publiées du PNR 48 (Programme national de recherche). Kampmann *et al.* (en préparation) ne constatèrent aucune différence claire entre les SCE et les cultures. Dans les régions montagneuses, les surfaces ayant une fonction de réservoir comme mentionné ci-dessus existent en de nombreux lieux et sont adjacentes aux surfaces intensives. De ce fait, beaucoup d'espèces de sauterelles peuvent aussi migrer dans les surfaces intensives et les utiliser, au moins au stade adulte. Par contre, du fait d'un manque de séries d'observations temporelles, il n'est pas possible d'estimer un effet des SCE sur les populations de sauterelles dans cette étude. Au cours d'une comparaison temporelle entre 1981 et 1983 et en 2002/2003 sur 20 parcelles à Grindelwald, Hohl *et al.* (2005) ne purent constater aucun appauvrissement de la faune de sauterelles. Vu la situation lacunaire des données des années 1981 à 1983, dans cette étude aussi, aucun effet des SCE n'a pu être analysé. Mais les deux études nous laissent supposer que, dans les régions de montagne, les SCE n'ont occasionné aucun changement marquant sur la faune des sauterelles. Mais elles ont contribué en de nombreux endroits à une stabilisation à un niveau plus riche d'espèces que dans les régions du Plateau étudiées. Il faut toutefois aussi prendre en compte qu'en montagne, les SCE sont de préférence et plus souvent annoncées sur des surfaces riches en espèces, ou sur les surfaces adjacentes, ou sur des surfaces qui autrement seraient abandonnées.

Bibliographie

- Bellmann H., 1985. Heuschrecken, beobachten, bestimmen. Neumann-Neudamm Melsungen. 216 pp.
- Detzel P., 1992. Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. Dans: Trautner J. (éd.), Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag Josef Marggraf, 189–194.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer. 580 pp.
- Duncan P., 1983. Determinants of the use of habitat by horses in a mediterranean wetland. *Journal of Animal Ecology* 1983, 52 British Ecological Society, 93–109.
- Fricke M. et Von Nordheim H., 1992. Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 4 (1), 59–89.
- Graf R., Hertach T. et Rösli T., 1999. Auswirkungen einer Grünlandextensivierung auf Laufkäfer Carabidae und Heuschrecken Orthoptera. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 36, 245–257.
- Hohl, M., Jeanneret, P., Walter, T., Lüscher, A. et Gigon, A. 2005. Spatial and temporal variation of grasshopper assemblages recorded in 1981–83 and 2002–03 in Grindelwald, Northern Swiss Alps. *Grassland Science in Europe*, Vol 10; 124–127.
- Hunziker M., 2001. Grasshoppers and bush-crickets in an agricultural landscape: the effect of ecological compensation areas and nature reserves. *Travail de diplôme, Université de Zurich*. 28 pp.
- Ingrisch S. et Köhler G., 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Westrapp Wissenschaften, Die Neue Brehm-Bücherei* Bd. 629. 460 pp.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. et Wildi O., en prép. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps.
- Nadig A. et Thorens P., 1994 *Liste rouge des orthoptères menacés de Suisse (sautrelles, grillons et criquets)*. Dans: Duelli P. (éd.). *Liste rouge des espèces animales menacées de Suisse*. Berne, OFEFP, 66–68
- Peter B. et Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 8 (11–12), 452–457.
- Schneider K. et Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Schriftenreihe der FAL* 39, 34–44.
- Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. et Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart *Chorthippus parallelus* in drei Fallstudiengebieten. Dans: Strobel J., Blaschke T. et Griesebner G. (éd.), *Beitrag zum AGIT-Symposium Salzburg 2002*. Wichman Verlag Heidelberg, 495–500.
- Thorens P. et Nadig A., 1997. *Atlas de distribution des Orthoptères en Suisse*. CSCF. 236 pp.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. et Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. *Grassland Sciences in Europe* 9, 234–236.

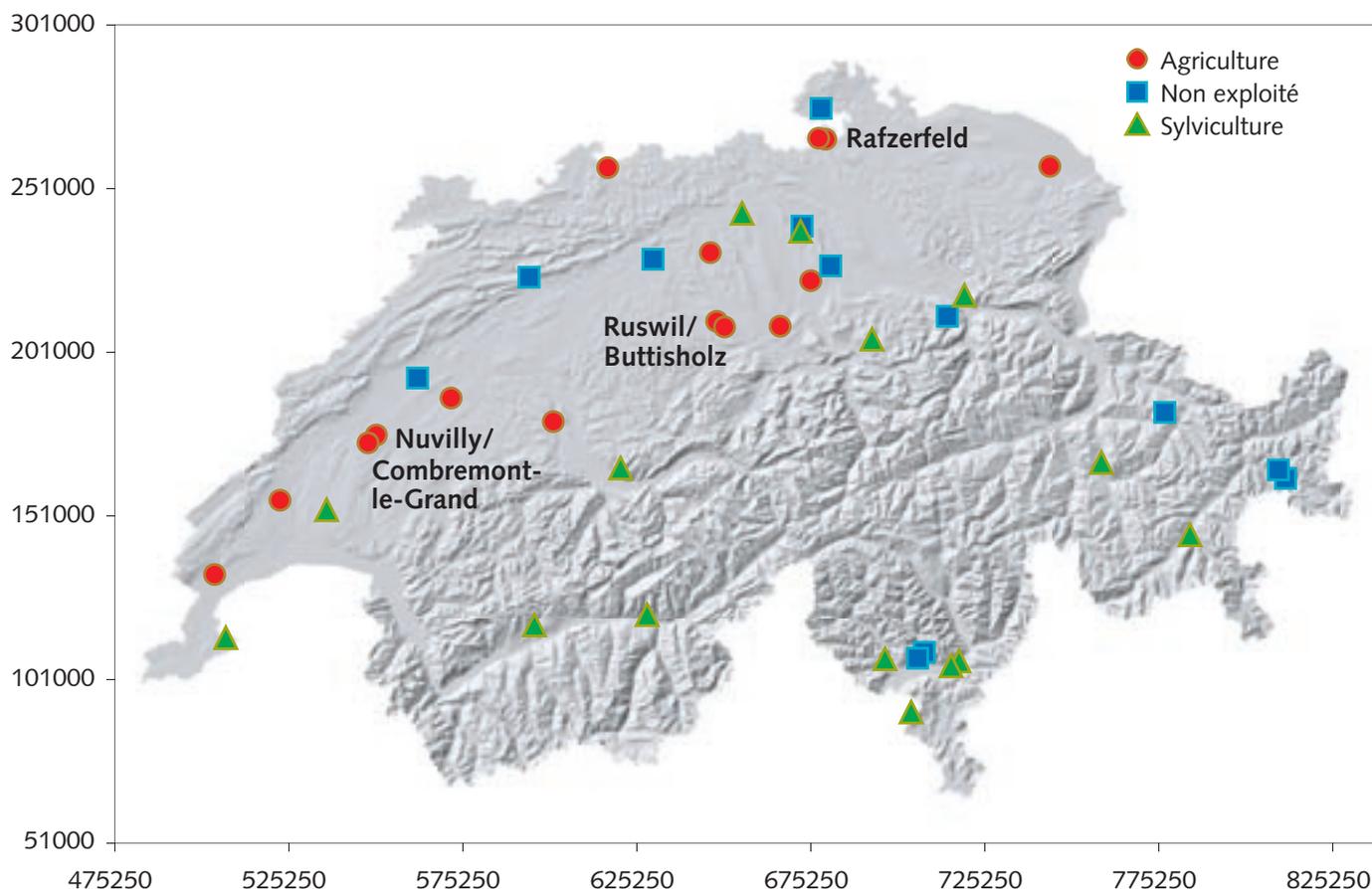


Figure 1:
Les 42 sites de capture des relevés RBA en Suisse. Deux sites de capture se situent respectivement dans chacune des trois zones régions d'étude de cas.

6.6 «Rapid biodiversity assessment» (RBA): Une méthode avantageuse et économique pour l'appréciation de la diversité locale des arthropodes mobiles

Peter Duelli et Martin K. Obrist

Il est possible de constater, grâce à l'indice du «Rapid biodiversity assessment» (RBA), si le nombre moyen d'espèces d'insectes et d'araignées se développe différemment dans les surfaces agricoles que dans des régions non exploitées et les forêts. Quatre années et 15 pièges ne suffisent pourtant pas encore pour faire des affirmations sur les tendances. Toutefois, le pronostic paraît plus positif pour les surfaces agricoles que pour les forêts et les régions non exploitées.

Etant donné la diversité des objectifs et des bénéficiaires de la biodiversité, il est clair qu'un seul indicateur ne peut décrire «la» biodiversité. Et pourtant une mesure de la biodiversité s'est imposée dans la pratique: la diversité en espèces (ou encore le nombre d'espèces). L'avantage de cet indicateur est que son «unité» est clairement définie (Claridge *et al.* 1997) et qu'il est facilement quantifiable. De plus, il est intuitivement bien corrélé avec d'autres aspects de la biodiversité que l'on peut mesurer avec moins de précision (par ex. diversité des processus écologiques, des structures et des biotopes).

Toutes les espèces n'ont pas la même valeur pour la protection de la nature. Plus une espèce est rare et menacée, plus haute sera sa valeur. Des nombres d'espèces bruts sont, de ce fait, peu appropriés pour les requêtes concernant la protection de la nature. Mais dès que

Peter Duelli et
Martin K. Obrist,
Institut fédéral de
recherches sur la
forêt, la neige et le
paysage,
CH-8903 Birmens-
dorf ZH

des valeurs écologiques sont positionnées au premier plan, comme par exemple dans l'agriculture et l'industrie forestière, il existe de bonnes raisons de saisir les nombres d'espèces à l'aide d'indicateurs appropriés. Lors d'évaluations écologiques, toutes les espèces pouvant être recensées avec des méthodes standardisées doivent être considérées, ceci afin de prendre en compte les aspects de fiabilité lors de l'évaluation de biotopes, et de prendre en compte le fait qu'on ne peut connaître (à l'avance) les espèces importantes pour les prestations des systèmes écologiques désirés.

Espèces «morphologiques» au lieu d'espèces «taxonomiques»

Sans aucun doute, les meilleures données de monitoring se basent sur des identifications d'espèces. Mais leur inconvénient est que les efforts nécessaires pour atteindre une représentativité au niveau national et international sont trop importants et que, en pratique, les relevés se limitent à peu de groupes d'organismes. De ce fait, la représentativité pour la biodiversité n'est plus garantie. Jusqu'à maintenant, aucun programme de monitoring régional, national ou international n'a analysé le degré de corrélation entre espèces indicatrices et biodiversité réelle d'un habitat.

C'est pourquoi se pose la question de savoir comment on peut élargir le spectre taxonomique sans générer des coûts astronomiques. Une possibilité est de renoncer à l'identification des espèces, qui occasionne la plus grande part des coûts. En Australie, où beaucoup d'insectes et d'autres invertébrés n'ont encore aucun nom scientifique, une méthode (Oliver et Beattie 1996) a été développée au cours de laquelle les captures sont classées et comptées selon leur ressemblance (appelées aussi espèces morphologiques). Ainsi, lors d'études qui ne visent de toute façon que les nombres d'espèces pour la communication, leur identification précise peut être ignorée. Ce compromis implique de renoncer à la possibilité de cumuler les listes et les nombres d'espèces de plusieurs surfaces. Une valorisation spécifique par rapport à la protection de la nature, sous forme d'une mise en valeur prioritaire des espèces rares et menacées, n'est également pas possible. Par contre, de bien plus grands spectres taxonomiques peuvent être couverts avec les nombres d'espèces morphologiques.

Dans le projet «Rapid biodiversity assessment» (RBA), nous avons adapté et optimisé la méthode australienne pour la situation en Suisse. Il a aussi été testé, jusqu'à quel point l'indice RBA peut représenter les tendances de la diversité locale moyenne d'arthropodes. Sur cette base, nous livrons une courbe étalon annuelle pour les relevés plus détaillés au niveau des espèces du projet d'évaluation d'Agroscope FAL Reckenholz.

Matériel et méthodes

Sites de capture

Le choix des sites de capture n'a été pris, ni au hasard, ni sur la base d'un échantillonnage stratifié, mais a été déterminé selon les vœux des financeurs. Selon les désirs de l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG), les 15 surfaces agricoles étudiées devaient concorder le mieux possible avec les zones d'études du projet «évaluation des mesures écologiques» d'Agroscope FAL Reckenholz. Six sites (chaque fois deux) se trouvent sur les trois zones d'étude au Rafzerfeld (ZH), Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR/VD) et Ruswil/Buttisholz (LU), les neuf zones de capture restantes se trouvent sur des communes qui sont aussi intégrées dans le projet d'évaluation (chap. 4). Tous les emplacements agricoles se situent sur le Plateau suisse, du lac de Constance au Léman (fig.1).

Selon les souhaits de la direction des forêts, les pièges des 15 sites de forêt sont principalement positionnés sur les surfaces réparties sur toute la Suisse du projet «Recherches à long terme sur les écosystèmes forestiers» (Langfristige Waldökosystemforschung Schweiz, LWF) de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) ainsi que de l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL). Les douze «surfaces naturelles», financées par la Direction des forêts et par le Département «Nature et paysage»

de l'OFPEP sont, par moitié, composées de forêts non exploitées momentanément, qui cependant l'étaient encore jusqu'il y a quelques décennies. Aujourd'hui, ce sont des réserves naturelles ou des zones protégées. Les surfaces de terres ouvertes non exploitées se trouvent aussi dans des réserves naturelles ou sur les pelouses alpines.

Développement des méthodes

Les arthropodes forment la plus grande part de la diversité en espèces de la terre. Que ce soit du point de vue national, régional ou local, ils restent le groupe d'organismes le plus riche en espèces. Dans un projet pilote en 1999, il a été testé dans quelle combinaison de pièges la population d'arthropodes est recensée de la façon la plus représentative. Nous

avons pu constater, sur la base de captures standardisées des derniers 20 ans (particulièrement en zone agricole), qu'une combinaison de pièges à interception et de pièges Barber amène à la meilleure relation entre les efforts (nombre de pièges, nombre de semaines de captures) et le résultat (diversité d'espèces) (Duelli *et al.* 1999). Les pièges à interception sont composés d'une combinaison d'un piège à fenêtre (plexiglas croisé pour garantir l'indépendance par rapport à la direction du vent) et d'un entonnoir jaune (attirance d'insectes butineurs). La figure 2 montre un site de capture composé d'un piège combiné (pour les insectes volants) et d'un piège Barber (piège à entonnoir d'un diamètre de 15 cm) pour la capture d'arthropodes épigés.

La meilleure période de capture a été déterminée en triant après coup les meilleures semaines de captures de projets antérieurs, au cours desquels les captures standardisées s'étendaient sur toute la période de végétation. Une période de capture de sept semaines a été déterminée au cours de laquelle le plus haut pourcentage d'espèces par rapport aux captures annuelles a été observé. Grâce à une routine d'optimisation, nous avons déterminé les quatre semaines de captures avec le plus grand nombre d'individus au cours des sept semaines, ceci afin de réduire les efforts de détermination et de recenser tout de même un large spectre saisonnier d'espèces. L'influence des fluctuations météorologiques peut, de plus, être minimisée en éliminant trois des sept semaines de capture. Nous avons constaté lors d'études précédentes que les périodes optimales de capture varient selon l'altitude, la méthode de capture et selon le groupe faunistique (Duelli *et al.* 1999). Par contre, pour des raisons économiques et écologiques, il est préférable de visiter tous les sites en même temps et de minimiser ainsi les temps de trajet.

Sur la base de projets antérieurs au cours desquels, pour un grand nombre de groupes, chaque espèce capturée a été identifiée sur toute la période de végétation, nous avons pu constater qu'avec quatre semaines de captures, nous avons recensé 43 % des nombres annuels d'espèces. Le

nombre d'espèces recensées pour chaque site de capture lors des quatre semaines optimales est très bien corrélé avec les captures annuelles, avec une corrélation $R^2 = 0,95$.

Lors des sept semaines de période de capture entre mi-mai et début août, les nombres moyens d'espèces n'ont varié que de 1 à 2 %. Ce qui signifie que, dans ce laps de temps, le choix du début de la période de capture n'est pas décisif. En 2000, les pièges ont été ouverts la semaine 25, et à partir de la semaine 24 au cours des années suivantes.

Travail de laboratoire

De manière distincte pour les pièges à interception et les pièges Barber, quatre semaines parmi les sept semaines de capture par site ont été choisies (la première et la dernière semaine ainsi que les deux avec les pots les plus remplis lors des cinq semaines restantes).



Figure 2:
Le piège combiné (combinaison de pièges à interception et d'un entonnoir jaune) et le piège Barber (piège à entonnoir) forment un site de capture (Photo: Regula Gygax).

Ce faisant, nous avons pris en considération le fait qu'un grand nombre d'individus ne sera pas le résultat d'espèces individuelles apparaissant en masse. Ensuite, les captures des quatre semaines de chaque type de piège ont été réunies dans un seul pot. Seul ce pot, par site et année, a ensuite été analysé.

Des experts avertis en entomologie (mais pas des professionnels spécialisés) ont trié par la suite les captures en 14 groupes taxonomiques (Tab. 1). Ces derniers ont été ensuite répartis en espèces morphologiques, c'est-à-dire en groupes d'individus similaires. Le nombre d'espèces morphologiques par groupe taxonomique a été noté, ces nombres ont été ensuite additionnés. Ainsi le résultat annuel de chaque site de capture a été obtenu grâce à une mesure générale – l'indice RBA – ainsi qu'aux nombres obtenus pour les 14 groupes subdivisés. Afin de permettre une éventuelle future identification par des spécialistes, le matériel est conservé séparément pour chaque groupe.

Tableau 1. Liste des groupes déterminés séparément. Le nombre d'espèces morphologiques a été établi sur quatre ans et sur 42 sites.

Groupe	Quantité d'espèces morphologiques	Pourcentage
Arachnoidea	20	8,1%
Carabidae	10	4,0%
Cerambycidae	3	1,2%
Buprestidae	1	0,4%
Tous les autres Coleoptera	51	20,6%
Lepidoptera	18	7,3%
Neuroptera/Mecoptera/Raphidioptera	2	0,8%
Hymenoptera aculeata	22	8,9%
Tous les autres Hymenoptera	81	32,8%
Heteroptera	11	4,5%
Homoptera	15	6,1%
Thysanoptera	5	2,0%
Psocoptera	3	1,2%
Autres espèces	7	2,8%
Total	249	100%

Les diptères, les collemboles, les araignées juvéniles (en tout environ 60% des captures), les vers, les escargots et les vertébrés (<1% des captures) n'ont pas été considérés.

Coûts

Après quatre années, les coûts par site de capture et par an ont été calculés comme suit: le tri et la détermination des espèces morphologiques exigent en moyenne 16,5 h. (CHF 1'155.-). Le travail sur le terrain dépend des routes d'accès. Vider les pièges à proprement parler et la préparation des captures jusqu'à l'envoi à des spécialistes demandent, en incluant la préparation et le démontage, environ cinq heures par piège et par an (CHF 350.-). Nous admettons ici 40 sites de capture. Le temps d'accès par site baisse aussi avec l'augmentation de la densité des pièges. Il en a résulté, pour nos 42 sites de captures et les 8 trajets (chemins pédestres inclus), 700 km de frais de déplacement (CHF 420.-) et 18 heures de travail (CHF 1'260.-).

La mise en place d'un site de capture avec une durée de vie d'environ quatre ans coûte CHF 70.- pour le matériel et CHF 110.- pour le travail, ce qui revient à CHF 45.- par an. De ce fait, l'utilisation d'un piège RBA coûte en tout CHF 3'230.- par an. Il est financièrement et écologiquement judicieux d'engager des auxiliaires locaux pour vider les pièges.

Résultats et discussion

Bonne corrélation entre les nombres d'espèces morphologiques et le nombre réel d'espèces

Afin de clarifier la précision de l'estimation des quantités d'espèces (nombre d'espèces morphologiques) par des non-professionnels, nous avons ultérieurement fait identifier par des expert(e)s les espèces des captures des 42 sites de l'année 2000.

La figure 3 montre que les nombres estimés correspondent bien aux nombres d'espèces identifiés. Souvent, dans la détermination des espèces morphologiques, deux espèces similaires peuvent être confondues, mais, d'un autre côté, les stades larvaires ou les deux sexes d'une espèce peuvent être comptabilisés comme deux espèces. En général, ces erreurs semblent assez bien se compenser. Il ressort de la figure 3 que le nombre d'espèces est plutôt surestimé avec les petits échantillons (avec peu d'espèces) et plutôt sous-estimé avec un plus grand nombre d'espèces. Cela s'explique facilement: plus des espèces sont présentes dans un échantillon, plus la probabilité est grande que deux espèces se ressemblent et qu'elles soient comptées comme une seule espèce.

Figure 3: Corrélation entre le nombre d'espèces morphologiques et le nombre d'espèces identifiées. Les groupes suivants ont été inclus: Arachnoidea, Coleoptera, Hymenoptera aculeata, Heteroptera, Homoptera, Neuroptera, Raphidioptera, Mecoptera, Psocoptera et Thysanoptera.

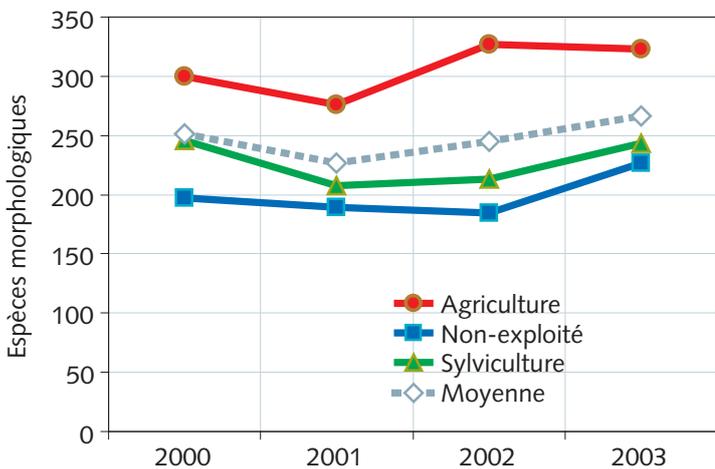
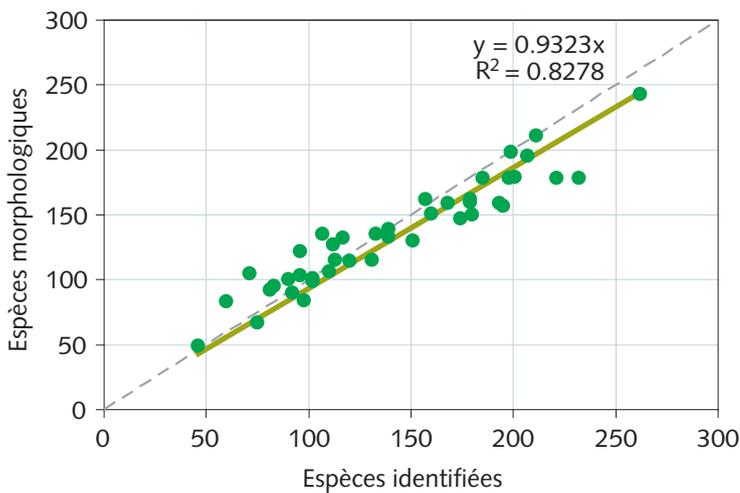


Figure 4: Tendances RBA pour les années 2000 à 2003 concernant les valeurs RBA moyennes dans les zones agricoles, de sylviculture et sur des surfaces non exploitées. La ligne noire représente l'évolution pour les 42 sites de capture.

ouvertes, donc sans recenser les espèces de la strate arbustive, les valeurs RBA ne comprennent qu'une partie de la faune forestière. Les surfaces étudiées non exploitées («surfaces naturelles») sont positionnées légèrement plus en altitude que les surfaces exploitées, ce qui signifie un nombre d'espèces d'invertébrés plus faible.

Pour les trois types d'exploitation la figure 4 montre clairement une baisse entre les années 2000 et 2001, suivie d'une augmentation (surtout en milieu agricole). Les variations annuelles de l'indice RBA peuvent généralement être interprétées comme une conséquence d'événements climatiques. Des événements extrêmes avec de fortes chaleurs et une grande

Tendances de la période 2000–03

Pour la période 2000–03, toutes les données RBA sont disponibles pour les 42 sites de capture. Il est bien sûr trop tôt pour parler de tendance avec seulement quatre années de relevés. Mais les données montrent déjà clairement les possibilités et les limites pour des affirmations et des pronostiques à l'aide d'indicateurs RBA.

Les valeurs annuelles moyennes pour les 42 sites ainsi que les tendances pour les différents types d'exploitation «agriculture», «sylviculture» et «région non exploitée» sont représentées dans la figure 4 (moyenne, index RBA). L'hypothèse est que les modifications des surfaces non exploitées («surfaces naturelles») sont occasionnées soit par des changements naturels, soit par l'homme à une échelle supra-régionale. Ainsi la courbe «surfaces naturelles» peut servir de contrôle pour l'évaluation des effets occasionnés sur la biodiversité par les modifications d'exploitation dans l'agriculture et la sylviculture.

L'indice RBA représente une mesure de la biodiversité locale (diversité alpha). Le changement au cours du temps est important, plus que la comparaison directe entre les formes d'exploitation. Etant donné que les pièges sont disposés de la même manière dans la forêt que sur les terres

sécheresse, comme «l'été du siècle» en 2003, facilitent l'interprétation. Alors que la canicule faisait augmenter les valeurs RBA dans les zones d'altitude, les zones humides et les forêts, la faune dans les régions agricoles souffrait manifestement de la sécheresse.

Sur les 15 surfaces agricoles, les changements individuels dans la rotation des cultures ou dans la modification du mode d'exploitation des parcelles adjacentes agissent aussi sur les valeurs du RBA. L'explication de la différence d'un site est souvent difficile à expliquer après coup. Les deux sites de capture du Rafzerfeld (grandes cultures) montrent une forte augmentation en 2003 (fig. 5), alors que les deux sites des deux régions Ruswil/Buttisholz (région fourragère) et Nuvilly/Combremont-le-Grand (région d'agriculture mixte) correspondent à la moyenne suisse des surfaces agricoles.

Les résultats obtenus jusqu'ici montrent clairement que 42 sites de capture ne suffisent pas pour fournir des affirmations représentatives sur le plan national ou régional ou pour découvrir des interactions causales.

Etant donné que 14 différents groupes d'organismes ont été comptabilisés séparément, des tendances peuvent être représentées pour des groupes taxonomiques (par ex. Carabes, fig. 6) ou pour des groupes fonctionnels (par ex. herbivores, prédateurs et parasites, pollinisateurs, fig. 7). La tendance semble indiquer (la quantité de données ne suffit pas pour une analyse statistique) que, en milieu agricole, l'été de canicule a plus éprouvé les auxiliaires de cultures potentiels (carnivores) que les ravageurs potentiels (herbivores).

Conclusions

Les résultats du projet RBA (2000–03), obtenus à ce jour, montrent qu'un choix ciblé de groupes d'arthropodes se prête bien comme indicateur de la biodiversité (corrélation linéaire) afin de comprendre les tendances de la biodiversité locale à court et à long terme. Etant donné que les espèces ne doivent pas être identifiées, mais seulement comptabilisées comme espèces morphologiques, l'indice RBA est un indicateur peu coûteux parce qu'en peu de temps, il recouvre un large spectre d'espèces d'une façon relativement sûre. Des restrictions résultent toutefois du manque d'identification

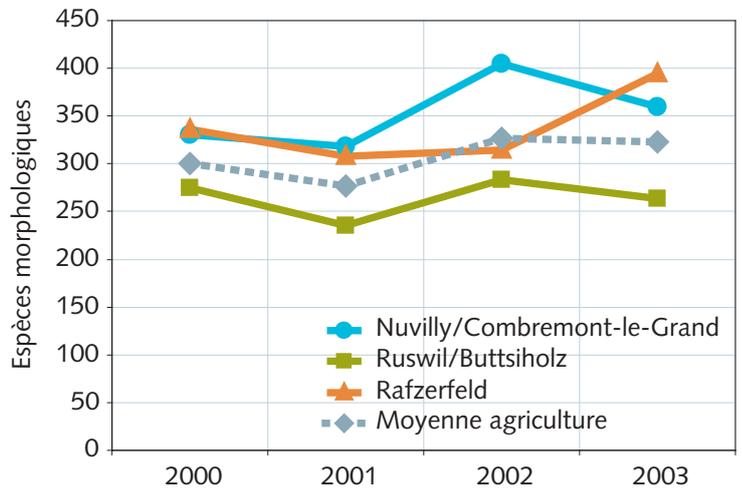


Figure 5: Evolution de la diversité d'espèces dans les zones d'études de cas (deux recensements à chaque fois) en comparaison avec la tendance de toutes les surfaces agricoles du Plateau.

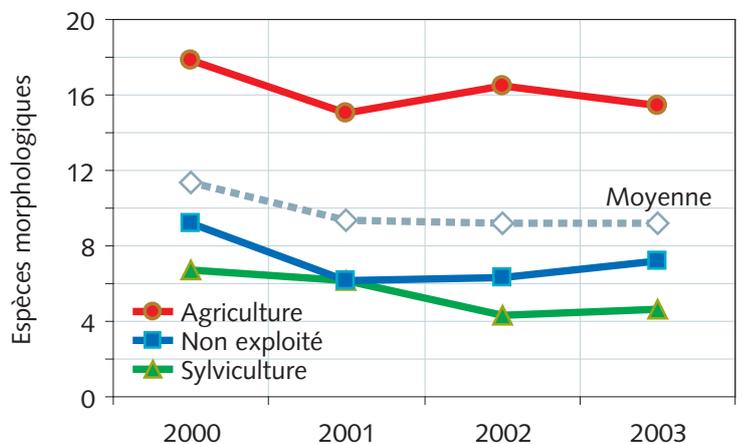


Figure 6: Diversité moyenne des carabes dans les trois types d'habitats (gris: moyenne sur les 42 sites).

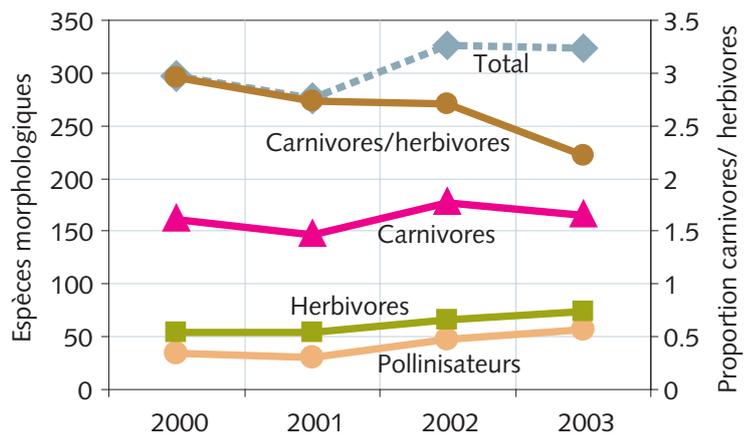


Figure 7: Tendances pour certains groupes fonctionnels (prestation de l'écosystème). Les familles et les ordres ont été caractérisés globalement. Tous les carabes (Carabidae) et les araignées (Arachnoidae) ont été considérés comme prédateurs (carnivores), tous les papillons (Lepidoptera), les longicornes (Cerambycidae), les pucerons et les thysanoptères ont été considérés comme herbivores et finalement les papillons comme pollinisateurs. Le groupe des autres espèces (autres carabes, punaises) n'a pas été pris en considération. L'échelle de droite montre la proportion entre les auxiliaires potentiels (carnivores) et les ravageurs potentiels (herbivores).

des espèces. Toutes les espèces reçoivent la même «valeur». Une mise en valeur prioritaire d'espèces rares ou menacées n'est pas possible, ni une comparaison qualitative ou un cumul de listes d'espèces (diversité bêta ou gamma). Les évaluations qualitatives au niveau des espèces exigeront aussi dans le futur une identification des espèces. Un indice RBA suffit néanmoins si les nombres d'espèces sont considérés comme des indicateurs de la biodiversité en tant que tels (diversité alpha) ou comme des indicateurs d'une résilience écologique (Duelli et Obrist 2003). L'indice RBA remplace les listes d'espèces coûteuses dans toutes les situations où seuls les nombres d'espèces sont utilisés.

L'indice RBA recense surtout les organismes mobiles et intègre, de ce fait, aussi les utilisations temporaires des habitats ainsi que la qualité des habitats des surfaces adjacentes. Il complète idéalement d'autres indices si ces derniers recensent principalement des plantes et des organismes peu mobiles (par ex. «Monitoring de la biodiversité en Suisse», indice Z9). Les arthropodes se sont avérés de meilleurs indicateurs que les plantes pour des changements à court terme (3–5 ans) dans la qualité de leurs habitats (Perner et Malt 2003). Grâce aux observations annuelles de la biodiversité dans au même site, l'indice RBA représente une courbe de référence pour d'autres projets à court terme, ou pour des programmes d'évaluation (Monitoring) à plus long terme qui ne recensent la diversité d'espèces à un endroit que sur quelques années (Weber *et al.* 2004).

Bibliographie

- Claridge M.F., Dawah H.A. et Wilson M.R., 1997. *Species: the units of biodiversity*. London, Chapman & Hall. 439 pp.
- Duelli P. et Obrist M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1–3), 87–98.
- Duelli P., Obrist M.K. et Schmatz D.R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33–64.
- Oliver I. et Beattie A.J., 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10, 99–109.
- Perner J. et Malt S., 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1–3), 169–181.
- Weber D., Hintermann U. et Zangger A., 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2), 97–104.



7 Evaluation de l'efficacité des surfaces de compensation écologique pour les oiseaux nicheurs

Simon Birrer, Lukas Kohli, Martin Spiess et Felix Herzog

Afin d'analyser l'influence des surfaces de compensation écologique sur les espèces d'oiseaux vivants dans les zones agricoles, nous avons observé les tendances de l'évolution démographique des effectifs de 37 espèces pour toute la Suisse. De plus, dans 23 zones d'étude du Plateau, nous avons comparé la répartition et la densité des territoires des oiseaux vivants dans les zones agricoles avec les éléments paysagers semi-naturels et les surfaces de compensation écologique. Entre 1990 et 2003, les espèces d'oiseaux typiques des zones agricoles n'ont montré aucune augmentation de leur effectif, comme la compensation écologique aurait pu le faire espérer. Trois des 16 espèces menacées ont été favorisées, tandis que cinq espèces ont décliné. Les espèces fréquentes ont montré une légère tendance à un développement positif. Les espèces rares étaient absentes en général dans les régions d'étude du Plateau. Pour ces espèces, autant le nombre d'espèces par zone d'étude et leurs densités étaient minimales. Par contre, les surfaces de compensation écologique ont influencé de façon notable la densité des territoires et la répartition de certaines espèces. Des exemples montrent que les effectifs d'oiseaux peuvent augmenter dans un court laps de temps dans des régions où les surfaces de compensation écologique de grande qualité sont très nombreuses. De ce fait, il est possible de favoriser les oiseaux typiques des paysages agricoles à l'aide de surfaces de compensation écologique. Mais, jusqu'à maintenant, leur influence sur les effectifs des oiseaux en Suisse a été minime du fait de la qualité insuffisante de nombre de ces surfaces.

Figure 1:
La fauvette grisette fait partie des quelques espèces menacées des zones agricoles présentant une évolution positive de leur effectif. Elle profite particulièrement des jachères florales (Photo: Alfred Limbrunner).

Simon Birrer,
Lukas Kohli et
Martin Spiess,
Station ornithologique suisse,
CH-6204 Sempach;
Felix Herzog,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Dans le cadre du projet «Evaluation des mesures écologiques et programmes de production animale 94–05», la station ornithologique suisse de Sempach a assumé la tâche d'étudier les effets des surfaces de compensation écologique (SCE) sur un certain nombre d'oiseaux nicheurs. Ce sous-projet a été étroitement coordonné avec les études d'Agroscope FAL Reckenholz. La présente publication est un résumé du rapport volumineux à l'attention de l'OFAG (Kohli *et al.* 2004).

Les oiseaux nicheurs sont considérés comme de bons indicateurs pour évaluer l'état général des paysages agricoles et de la biodiversité. Ils sont très mobiles et de nombreuses espèces ont des exigences très spécifiques quant à leurs habitats. Lors de la nidification, nombre d'espèces vivent dans un territoire qu'elles ne quittent que rarement. Les oiseaux doivent ainsi trouver toutes les ressources nécessaires sur ce territoire, c'est pourquoi beaucoup d'espèces dépendent d'un réseau d'habitats. La présence d'oiseaux nicheurs informe donc sur l'état du paysage dans son ensemble ainsi que sur l'état de certaines SCE. De ce fait, ces informations complètent celles récoltées par le biais des plantes et des invertébrés. Dans notre projet, nous avons choisi 37 espèces d'oiseaux comme indicateurs de l'efficacité des surfaces de compensation écologique sur les 99 espèces d'oiseaux nichant ou trouvant régulièrement leur nourriture dans les zones agricoles. Ces oiseaux typiques des zones agricoles sont inventoriés dans le tableau 1. Dans les analyses, ils ont été répartis en cinq groupes d'espèces ayant des exigences écologiques similaires. Les espèces indicatrices du paysage sont celles qui nécessitent de grandes surfaces et/ou plusieurs types d'habitats pour leur territoire.

Le choix des espèces d'oiseaux couvre tout le spectre d'espèces, des plus communes nichant encore aujourd'hui en grande quantité dans les zones agricoles (par ex. l'alouette des champs et le bruant jaune) jusqu'aux espèces exigeantes et très rares qui ne nichent plus que localement en Suisse (par ex. le râle des genêts, la chouette chevêche, l'alouette lulu ou le pie-grièche à tête rousse) (Schmid *et al.* 1998). 21 espèces ne sont pas inscrites sur la *Liste rouge* (Keller *et al.* 2001, catégories «non menacée, LC» et «potentiellement menacée, NT»). Les 16 autres espèces sont menacées (catégories «vulnérable, VU», «fortement menacée, EN» et «menacée de disparition, CR», tableau 1).

Nous avons étudié les effets de la compensation écologique en trois points: (a) l'évolution de l'effectif des espèces typiques des zones agricoles sur l'ensemble du territoire national, (b) la comparaison entre les effectifs et les répartitions territoriales des oiseaux typiques des zones agricoles dans 23 zones d'étude du Plateau et la quantité d'habitats semi-naturels et de SCE et (c) le développement des populations d'oiseaux nicheurs dans des régions où les SCE de bonne qualité sont nombreuses.

Matériel et méthodes

Tendances de l'évolution démographique des espèces d'oiseaux nicheurs de Suisse

Les tendances pour les effectifs de 37 espèces d'oiseaux typiques des zones agricoles ont été établies sur la base de données récoltées lors de différents projets d'évaluation de la station ornithologique suisse (Schmid *et al.* 2001, Zbinden *et al.* 2005). Les données proviennent non seulement des zones agricoles, mais elles représentent également tout le spectre des habitats colonisés par les espèces d'oiseaux. Voir Zbinden *et al.* (2005) pour une description plus détaillée.

Régions d'étude du Plateau

En raison des conditions climatiques, topographiques et pédologiques sur le Plateau, le potentiel d'une importante diversité d'espèces est particulièrement élevé. Par contre, les conflits d'exploitation y sont également les plus grands. Sur le Plateau, de nombreux habitats pour la faune et les plantes sauvages ont donc disparu ou leur qualité a été altérée. De

Tableau 1. Evolution démographique de 37 espèces choisies typiques des zones agricoles entre 1990 et 2003 et sur toute la Suisse. Réparties selon les catégories «augmentation significative», «déclin significatif» et «aucune tendance constatée».

Groupe d'espèces	déclin significatif	aucune tendance constatée	augmentation significative
Indicateurs des paysages agricoles ouverts	Perdrix grise (<i>Perdix perdix</i>)	Caille des blés (<i>Coturnix coturnix</i>)	Tarier pâtre (<i>Saxicola torquata</i>)
	Vanneau huppé (<i>Vanellus vanellus</i>)	<u>Pipit farlouse</u> (<i>Anthus pratensis</i>)	
	<u>Alouette des champs</u> (<i>Alauda arvensis</i>)	Bruant proyer (<i>Miliaria calandra</i>)	
	Bergeronnette printanière (<i>Motacilla flava</i>)		
	<u>Tarier des prés</u> (<i>Saxicola rubetra</i>)		
Indicateurs des milieux humides	Rousserolle verderolle (<i>Acrocephalus palustris</i>)	Rousserolle effarvatte (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	Râle des genêts (<i>Crex crex</i>)
		Bruant des roseaux (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	
Indicateurs des vergers à haute tige	<u>Rouge-queue à front blanc</u> (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	Chevêche d'Athéna (<i>Athene noctua</i>)	Pic vert (<i>Picus viridis</i>)
	Pie-grièche à tête rousse (<i>Lanius senator</i>)	Huppe fasciée (<i>Upupa epops</i>)	Bruant zizi (<i>Emberiza cirlus</i>)
		Torcol fourmilier (<i>Jynx torquilla</i>)	
		Pic cendré (<i>Picus canus</i>)	
Indicateurs des haies	Pipit des arbres (<i>Anthus trivialis</i>)	<u>Hypolaïs polyglotte</u> (<i>Hippolais polyglotta</i>)	Fauvette grisette (<i>Sylvia communis</i>)
		Hypolaïs icterine (<i>Hippolais icterina</i>)	Bruant jaune (<i>Emberiza citrinella</i>)
		Pie-grièche écorcheur (<i>Lanius collurio</i>)	
Indicateurs du paysage	Bruant ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>)	<u>Faucon crécerelle</u> (<i>Falco tinnunculus</i>)	Pigeon colombin (<i>Columba oenas</i>)
		Tourterelle des bois (<i>Streptopelia turtur</i>)	<u>Corbeau freux</u> (<i>Corvus frugilegus</i>)
		<u>Coucou gris</u> (<i>Cuculus canorus</i>)	
		Pic épeichette (<i>Dendrocopos minor</i>)	
		Alouette lulu (<i>Lullula arborea</i>)	
		Choucas des tours (<i>Corvus monedula</i>)	
		Linotte mélodieuse (<i>Carduelis cannabina</i>)	

En gras: espèces menacées, souligné: espèces potentiellement menacées selon la *Liste rouge* (Keller et al. 2001).

ce fait, le besoin en surfaces proches d'un état naturel supplémentaires, comme les SCE, est particulièrement important sur le Plateau.

Les études ont été limitées, pour des raisons d'efficacité, aux zones de grandes cultures et d'agricultures mixte. Dans le but de couvrir les paysages ruraux ouverts et semi-ouverts ainsi que les divers espaces naturels présents sur l'ensemble du Plateau (chapitre 4), 23 zones d'étude ont été choisies, afin, d'une part, de constituer des unités paysagères uniformes et, d'autre part, d'inclure la plus grande part de la surface des communes. La surface rurale a été définie en soustrayant la surface construite et la surface des forêts à la surface totale de la région étudiée. La surface rurale moyenne par zone d'étude s'élevait à 6,1 km².

Les oiseaux typiques des zones agricoles, le mode d'exploitation agricole, les habitats semi-naturels (Kohli et Birrer 2003) ainsi que les SCE (chapitre 4) ont été échantillonnés dans les zones étudiées (en tout 136,7 km²). Avec un laps de temps de quatre années entre le premier et le deuxième relevé, la moitié des régions étudiées a été traitée en 1998 et 2002, l'autre moitié en 1999 et 2003.

Les relevés des effectifs d'oiseaux typiques des zones agricoles ont été effectués selon une cartographie simplifiée des territoires (Luder 1981, Bibby *et al.* 1992). Les grandes zones d'études ont été partagées de manière à devoir cartographier au maximum 3 km² en une matinée. Tous les territoires situés dans la zone d'étude ont été inclus – bien que certaines observations aient été faites à l'extérieur des zones d'étude. Les espèces présentant au moins un territoire ont été considérées comme «oiseaux nicheurs». La densité des territoires est indiquée par rapport à la surface rurale totale.

Influence des surfaces de compensation écologique sur la présence des oiseaux des zones agricoles

Nous avons testé si les territoires des oiseaux typiques des zones agricoles étaient plus fréquents à proximité des SCE et si un plus grand nombre de territoires était présent dans les régions riches en SCE. Si c'était le cas, on pourrait admettre que les SCE agissent positivement sur les espèces, même si aucune augmentation de leur effectif n'est constatée. Dans le cas des indicateurs des paysages agricoles ouverts et du paysage, il a été testé, à l'aide de régressions multiples pas à pas, quels facteurs affectent la densité des territoires.

En ce qui concerne les indicateurs des haies et des vergers haute tige (tableau 1), il a été testé, à l'aide d'une régression logistique, si les haies et les vergers déclarés sont plus souvent colonisés que ceux non déclarés. De plus, nous avons observé si les haies et les vergers sont plus souvent colonisés quand des SCE se trouvent à proximité immédiate.

Développement de l'effectif des oiseaux typiques des zones agricoles en Suisse

Pour toute la Suisse, entre 1990 et 2003, aucune tendance homogène de l'évolution démographique des oiseaux typiques des zones agricoles n'a été constatée (tableau 1). Dix espèces ont décliné significativement, dont cinq espèces menacées comme la perdrix grise et le pie-grièche à tête rousse, mais aussi des espèces communes comme l'alouette des champs et le tarier des prés. Huit espèces ont toutefois progressé, dont trois menacées (le râle des genêts, le bruant zizi et la fauvette grisette, figure 1) et deux espèces potentiellement menacées (le tarier pâtre et le corbeau freux).

Effectifs des oiseaux typiques des zones agricoles sur le Plateau

Nous avons pu identifier 30 espèces d'oiseaux nicheurs lors des deux campagnes de mesures dans les 23 zones d'étude. Lors de chaque campagne, 27 espèces ont été identifiées, mais la composition des espèces était variable. Par année, entre 4 et 17 espèces ont

niché dans chaque région étudiée. En 1998–99, cela correspond à 8,7 espèces en moyenne et la valeur de 2002–03 est, avec 9,3 espèces, légèrement mais pas significativement plus élevée.

Lors de la première campagne de mesures, 9 espèces en moyenne (médiane) par zone d'étude ont été observées dans les régions de grandes cultures, ce qui représente significativement plus d'espèces que dans les régions de cultures fourragères qui abritaient 6 espèces en moyenne (ANOVA; $F_{2,40} = 6,38$; $p = 0,004$). Au cours de la deuxième campagne de mesures, ces différences n'étaient plus statistiquement significatives. Les valeurs dans les régions de cultures fourragères et d'agriculture mixte se rapprochaient des valeurs en zones de grandes cultures. Selon l'aire de répartition potentielle des oiseaux, on pouvait s'attendre à trouver en moyenne 27 espèces d'oiseaux dans chaque zone d'étude (Schmid *et al.* 1998).

L'alouette des champs et le bruant jaune ont atteint, avec plus de cinq territoires par km², la plus haute valeur moyenne des 23 zones d'étude. Autrement, seules la rousserolle effarvatte et la fauvette grisette ont atteint un territoire en moyenne par km², voire légèrement plus.

En moyenne sur les 23 zones d'étude, 17 espèces étaient plus répandues lors de la deuxième campagne de mesures, 12 espèces étaient plus rares lors de la deuxième campagne et une espèce était aussi répandue que lors de la première campagne de mesures. Ainsi, les espèces n'ont pas seulement légèrement étendu leur aire de distribution, mais elles sont également devenues un peu plus fréquentes.

La densité des territoires pour l'ensemble des espèces était faible en général et très faible dans les régions de cultures fourragères (Figure 2). Elle était significativement plus faible au cours des deux campagnes de mesure dans les régions de cultures fourragères que dans les régions de grandes cultures (ANOVA; $F_{2,40} = 16,16$; $p < 0,001$; Tukey post-hoc-test).

Influence du type et de la qualité des surfaces de compensation écologique sur la présence des oiseaux typiques des zones agricoles

Nous avons analysé si les territoires des oiseaux typiques des zones agricoles étaient plus concentrés à proximité des SCE et si un plus grand nombre de territoires étaient présents dans les régions riches en SCE. Cela permettrait de conclure que les surfaces de compensation écologique présentent un intérêt certain pour les oiseaux. Etant donné que chaque groupe d'espèces (souvent chaque espèce) a des exigences spécifiques quant à son habitat, nous avons effectué des analyses de régression multiple pour chaque groupe d'espèces et pour les espèces les plus fréquentes. Diverses variables ont été utilisées dans ce calcul, selon les exigences des espèces.

Les indicateurs des paysages agricoles ouverts (tableau 1) évitent les structures verticales comme les lisières, les haies arborescentes ou la proximité des habitations (Spiess *et al.* 2002). C'est la raison pour laquelle ils ne peuvent coloniser qu'un espace distant d'au moins 100 m de ces structures verticales. Avec une proportion de seulement 3,2% de la surface rurale, les SCE étaient significativement moins représentées dans ces espaces distants de 100 m des structures verticales que l'on aurait pu espérer si les SCE étaient uniformément réparties sur toute la zone étudiée (voir aussi le chapitre 3, tableau 7). Dans ces zones distantes de 100 m des structures verticales, la densité des territoires des indicateurs des paysages agricoles ouverts était corrélée négativement avec la proportion de pâturages et

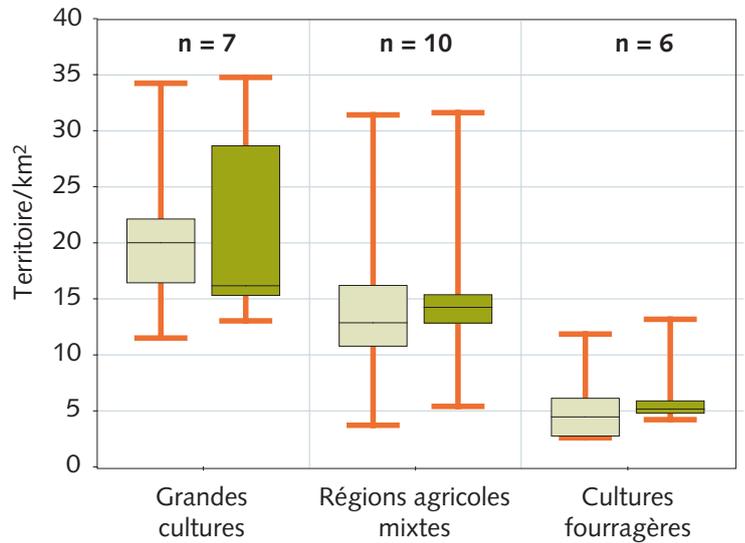


Figure 2: Densité moyenne de territoires pour toutes les espèces (nombre de territoires par km²), réparties par exploitation principale des zones étudiées. Gauche (vert clair): 1^{ère} campagne de mesures; à droite (vert): 2^{ème} campagne. Les rectangles représentent la moitié des zones d'étude (médiane, quartal inférieur et supérieur), les droites représentent les valeurs maximales et minimales.

Tableau 2. Corrélations entre la densité des territoires des indicateurs du paysage et la proportion en vignes, grandes cultures et surfaces de compensation écologiques dans les zones étudiées.

	B	ES de B	t (42)	p
Constante	-0,660	0,3489	-1,336	0,189
Vignes (%)	0,255	0,0367	6,947	< 0,001
Grandes cultures (%)	0,049	0,0097	5,067	< 0,001
Surfaces de compensation écologique (%)	0,112	0,0355	3,157	0,003

Résumé de la régression pour la variable indépendante = densité des territoires des indicateurs du paysage ouvert

ES = erreur standard de la valeur B estimée, t = statistique de test, p = probabilité;

$R^2 = 0,66$, R^2 corrigé = 0,63, $F_{3,42} = 26,75$, $p < 0,001$, $N = 46$

Tableau 3. Corrélations entre la colonisation des haies par les oiseaux indicateurs des haies et les variables descriptives de la qualité des haies à l'aide d'une régression logistique.

	B	ES de B	t	P
Constante	3,24	0,674	4,81	<0,001
Coordonnée X	-0,01	0,001	-7,31	< 0,001
Surface des haies (ares)	0,05	0,007	6,77	< 0,001
Bande herbacée (m)	0,14	0,050	2,90	0,004
Proportion d'épineux (%)	0,01	0,002	2,29	0,020
Distance à la prochaine haie (m)	0,00	0,001	-0,67	0,500
Déclarée (oui/non)	0,32	0,067	4,85	< 0,001
Construit (% des environs)	-0,04	0,008	-4,38	< 0,001

Coordonnée X = Représentante des différences régionales non enregistrées;

ES = erreur standard de la valeur B estimée ; t = statistique de test ; P = probabilité;

Déclarée = déclarée en SCE. $N = 2'466$ haies de la 1^{ère} et de la 2^{ème} campagne de mesures

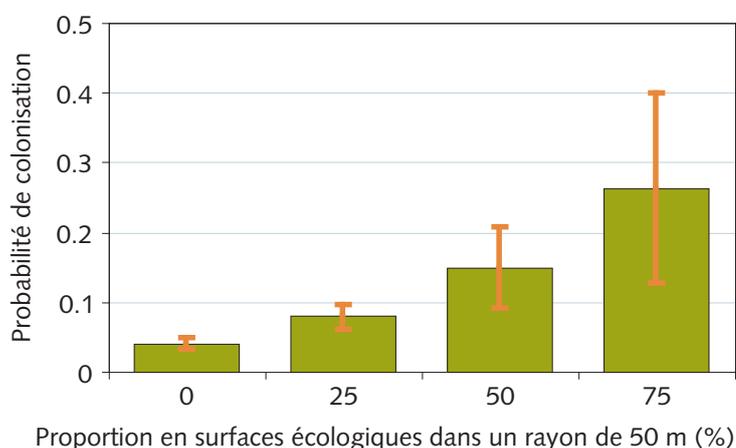


Figure 3: Calcul modélisé moyen de la colonisation d'un verger haute tige par le rouge-queue à front blanc en fonction de la proportion de surfaces de compensation écologique dans un rayon de 50 m.

de manière significativement positive avec la proportion de légumes, de betteraves et de colza. Par contre, les surfaces de compensation écologique n'ont eu aucun effet sur la densité de territoires.

de manière significativement positive avec la proportion de légumes, de betteraves et de colza. Par contre, les surfaces de compensation écologique n'ont eu aucun effet sur la densité de territoires.

La densité des territoires des indicateurs du paysage était corrélée de manière significativement positive avec la proportion en grandes cultures, en vignes et en SCE (tableau 2). D'un point de vue biologique, cette relation est logique. L'espèce dominante est ici la linotte mélodieuse qui, sur le Plateau, possède son aire maximale de répartition dans les vignobles. La deuxième espèce la plus représentée de ce

groupe était le faucon crécerelle qui est rencontré principalement dans les zones rurales des régions de basse altitude.

La colonisation des haies par les oiseaux indicateurs des haies était corrélée de manière significativement positive avec la surface des haies, la largeur de leur bande herbacée, la proportion d'épineux ainsi qu'avec la déclaration des haies en SCE. La proportion de surface construite à proximité était corrélée de manière significativement négative avec la colonisation des haies par les oiseaux. Les mêmes relations ont été constatées en ce qui concerne la coordonnée X du réseau cartographique nationale suisse qui représente les différences régionales non enregistrées (tableau 3).

Les corrélations étaient identiques quand la variable «déclarée en SCE» était remplacée par la proportion de SCE environnantes. Seule la proportion de *prairies extensives* à proximité, parmi les différents types de SCE, était corrélée positivement avec la colonisation d'une haie par des indicateurs (df 1; χ^2 5,68; $p = 0,017$).

La colonisation des vergers haute tige par le rouge-queue à front blanc était corrélée de manière significativement positive avec la surface des vergers, la proportion de SCE dans un périmètre de 50 m, et négativement corrélée avec la coordonnée X du réseau cartographique national suisse. Les autres facteurs n'ont pas contribué de façon significative à expliquer la colonisation des vergers haute tige. A l'aide du modèle statistique, il est possible de calculer la probabilité d'observer des territoires du rouge-queue à front blanc dans un verger moyen pour différentes proportions de SCE dans les environs (coordonnée X = 637, 0,3 ha de surface, 11 % de surface extensive sous les arbres et 8 % de surface construite à proximité). Aucune corrélation n'a été observée pour le pic-vert entre la proportion de SCE à proximité et la colonisation des vergers haute tige.

Régions fortement améliorées

Dans plusieurs régions, la station ornithologique suisse a effectué depuis 1990 des projets de revalorisation du paysage. En collaboration avec des organisations partenaires et les agriculteurs concernés, des SCE de qualité ont été mises en place de façon ciblée. Cela permettait d'étudier la réponse des oiseaux typiques des zones agricoles à la revalorisation. Les régions de Laconnex (GE) et de Widen (Klettgau, SH) sont des régions de grandes cultures, la région d'Altstätten dans la Plaine du Rhin St.-Galloise est une région de cultures fourragères.

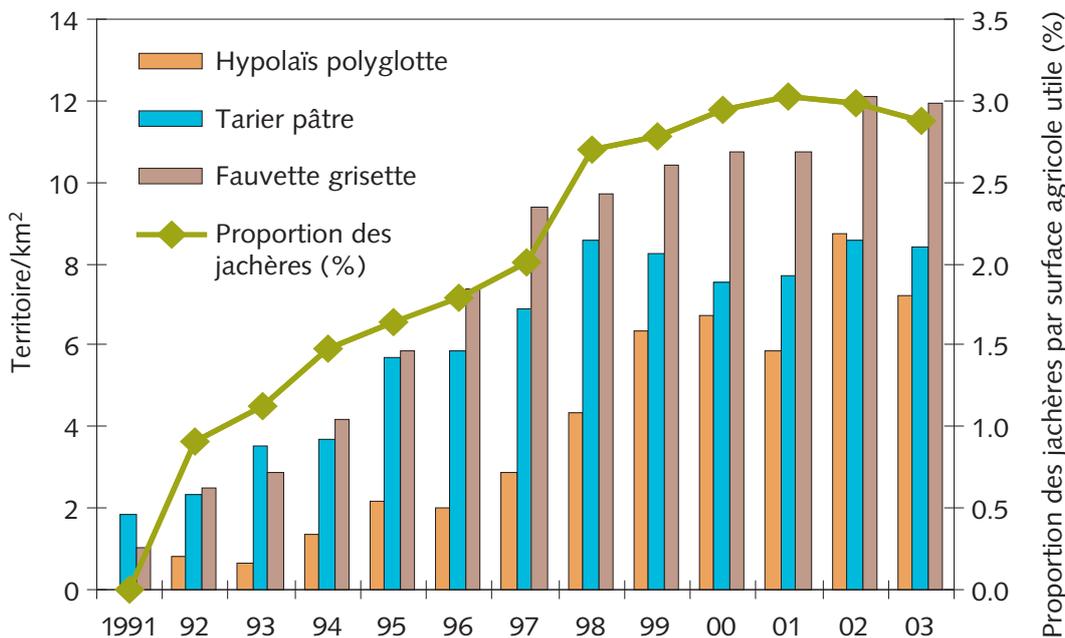


Figure 4: Evolution à Laconnex, GE, entre 1991 et 2003 de la proportion de jachères (florales, tournantes et jachères spontanées exigées par le Canton) par rapport à la surface agricole utile (SAU) et aux densités de territoires (territoires/km²) de l'hypolaïs polyglotte, du tarier pâtre et de la fauvette grisette.

Les exemples de Laconnex (figure 4) et de Widen montrent que des oiseaux typiques des zones agricoles sont capables de réagir très rapidement et avec une forte augmentation de leur effectif à une amélioration de leur habitat. Par contre, bien que les zones humides, les *prairies extensives* et les autres éléments écologiques précieux renaturalisés correspondaient à un quart de la surface totale de la région de cultures fourragères d'Altstätten, aucune augmentation flagrante des effectifs des oiseaux nicheurs n'a été constatée dans cette région jusqu'à maintenant. Toutefois, d'autres groupes d'espèces comme les amphibiens, les libellules, les sauterelles, et aussi des oiseaux migrateurs faisant halte dans la

région, ont réagi très positivement à l'amélioration des habitats disponibles (Schlegel et Weber 2002).

Ces exemples prouvent que, avec la compensation écologique actuellement pratiquée, le potentiel d'une revalorisation des habitats dans les régions de grandes cultures n'est de loin pas encore épuisé. D'autres recherches sont en revanche nécessaires en ce qui concerne l'amélioration des SCE en région de cultures fourragères pour les oiseaux des zones agricoles.

Discussion et conclusions

Les effets ciblés par la compensation écologique sont d'éviter la disparition supplémentaire d'espèces, de rétablir des espèces menacées et de favoriser la biodiversité (chapitre 1, tableau 1). Aucune augmentation générale des effectifs des oiseaux typiques des zones agricoles n'ayant été constatée en Suisse, ce but n'est pas encore atteint dix années après l'introduction des SCE. Deux espèces d'oiseaux typiques des zones agricoles, la perdrix grise et le pie-grièche à tête rousse sont menacées de disparition (Keller *et al.* 2001) et ont encore fortement diminué sur tout le territoire entre 1990 et 2003. Par conséquent, de déclin des effectifs n'a pu être évité et la biodiversité continue de décliner en Suisse.

Seules quelques espèces typiques des zones agricoles ont été observées sur les 23 zones d'études du Plateau, et ceci avec une faible densité d'en moyenne 14,4 territoires/km² (densité cumulée des territoires de toutes les espèces recensées). Le maximum était de 34,8 territoires/km², mais des densités beaucoup plus élevées peuvent être atteintes en Suisse (Schifferli 1989). La biodiversité s'est légèrement et positivement développée sur la durée du projet. Nous avons observé une légère augmentation du nombre d'espèces considérées globalement ainsi que de la densité de leurs territoires. Par contre, ce sont principalement les espèces non menacées qui ont contribué à ce développement, alors que les espèces menacées ont poursuivi leur déclin.

L'origine de la pauvre densité en territoires sur nos zones d'études doit être attribuée à l'agriculture intensive, au manque de structures proches d'un état naturel ainsi qu'à la qualité écologique pauvre des structures présentes et des SCE. Il a été prouvé à maintes reprises que les diminutions d'effectifs et les réductions des distributions d'oiseaux sont corrélées de manière significative avec l'intensité de l'exploitation agricole (Donald *et al.* 2001). Les cultures intensives sont généralement plus pauvres en espèces et en individus que des zones extensives (Schifferli *et al.* 1999). Sur un tiers des régions étudiées, les éléments du paysage proches d'un état naturel faisaient moins de 5 % de la surface rurale. Lors de la deuxième campagne de mesures, la part moyenne de SCE par rapport à la surface rurale s'élevait à 8,1 %. Par contre, les SCE de bonne qualité écologique ne représentaient que 2 à 3 % de la surface rurale (chapitre 13, tableau 2).

La plus grande partie des SCE sont des prairies (chapitre 3). L'alouette des champs et d'autres indicateurs des paysages agricoles ouverts devraient pouvoir profiter de ces SCE. Mais la majorité des oiseaux, contrairement aux attentes, ont montré une tendance négative. La plupart des indicateurs des paysages agricoles ouverts cherchent leur nourriture sur le sol. Ils ne peuvent le faire que si la couverture herbeuse est peu dense ou si elle présente des trouées. Ils posent aussi leurs nids au sol, protégés par des herbes ou sous le couvert d'un buisson. Pour cette raison, la végétation du sol ne doit pas être trop dense (Birrer *et al.* 2001). La plupart des prairies SCE étudiées ne convenaient pas aux oiseaux vivant sur le sol, que ce soit en ce qui concerne la recherche de nourriture, ou pour y construire leur nid. Des trouées dans la végétation n'ont été observées que dans 13 % des prairies SCE. De plus, de nombreuses prairies SCE ont été mises en place à proximité de bordures de forêts et d'autres structures verticales (chapitre 3). Etant donné que la majorité des oiseaux nichant au sol construisent leur nid à au moins 100 m des structures verticales comme les haies hautes et les bordures de forêts, ils ne peuvent que peu profiter des SCE.

Les vergers haute tige sont un autre type important de SCE (chapitre 3, tableau 2). Le rouge-queue à front blanc était l'indicateur des vergers le plus fréquent. Il était particulièrement plus fréquent dans les grands vergers avec de nombreuses SCE à proximité. Son effectif a fortement diminué au niveau national. Ceci doit être relié à la réduction de son habitat, car, au cours de la période d'étude, le nombre de vergers haute tige a diminué dans les zones étudiées (chapitre 5.3). De plus, la qualité des vergers correspondait aux critères minimaux de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE) dans seulement 12 % des cas (chapitre 5.3). En particulier, la présence de SCE à proximité a été observé dans seulement 17 % des cas (chapitre 5.3). De telles surfaces seraient nécessaires au rouge-queue à front blanc qui niche dans les arbres, mais qui recherche sa nourriture dans la végétation clairsemée du sol. Le pic-vert, comme deuxième indicateur des vergers haute tige, a augmenté au contraire significativement son effectif. Il est probable qu'il s'est remis des pertes accusées lors des durs hivers des années 1980.

Les oiseaux indicateurs des haies ont profité des haies de bonne qualité, particulièrement des larges bandes herbeuses, d'une grande proportion d'épineux et de la gestion des haies en SCE, en particulier si des *prairies extensives* se trouvent à proximité. Une bande herbeuse de plus de 2 m de largeur n'a été pourtant trouvée que dans 9 % des haies étudiées, et des épineux dans 95 % des haies. Mais ces derniers n'étaient présents qu'avec une faible abondance (chapitre 5.2). Au total, seuls 10 % des haies étaient annoncées comme SCE. Presque la moitié de ces dernières correspondait aux exigences minimales de l'OQE, alors que seul un tiers des haies non annoncées correspondaient à ces critères (chapitre 5.2).

Il est reconnu que des habitats nouvellement créés nécessitent du temps pour pouvoir remplir entièrement leur fonction. Ce temps peut s'étendre à plusieurs décennies pour les prairies. La compensation écologique a été introduite il y a dix ans. De ce fait, une augmentation des effectifs des oiseaux des prairies n'était pas encore attendue (Pfister et Birrer 1997). Mais d'autres espèces, notamment celles qui, comme le bruant jaune, le tarier pâtre et la fauvette grisette, utilisent les jachères florales en tant qu'habitat, réagissent notablement très rapidement à une offre en habitats améliorés (Jenny *et al.* 2002). Dans les pays de l'UE, diverses espèces d'oiseaux et la biodiversité en général ont profité des régions riches en jachères florales ou avec beaucoup de surfaces gelées (Van Buskirk et Willi 2004). En Suisse, la fauvette grisette et le tarier pâtre ont aussi significativement augmenté depuis 1990.

Les oiseaux typiques des zones agricoles profitent des grandes SCE de bonne qualité. Ceci a été prouvé par les régions fortement revalorisées de Widen (Klettgau, SH) et de Laconnex (GE). D'autres projets de revalorisation dans des régions de cultures fourragères, qui sont climatiquement les moins avantagées du Plateau, ont montré que les espèces ne réagissent pas toutes à la même vitesse aux améliorations de qualité. Les causes restent encore inconnues. D'autres recherches sont donc encore nécessaires dans les régions de cultures fourragères en ce qui concerne les améliorations des SCE pour les oiseaux des zones agricoles.

En résumé, on peut retenir que le concept de la compensation écologique, s'il est correctement mis en place, a des effets positifs sur les oiseaux nicheurs. Le potentiel de la compensation écologique n'est de loin pas encore épuisé. Seule une minorité des SCE présente une qualité suffisante aux exigences des oiseaux.

Bibliographie

- Bibby C.J., Burgess, N.D. et Hill D.A., 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. et Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? Cahiers de la FAL 39, 45-52.
- Donald P.F., Green R.E. et Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society of London B 268, 25-29.
- Jenny M., Weibel U., Lugrin B., Josephy B., Regamey J.L. et Zbinden N., 2002. Perdrix grise. Rapport final 1991-2000. Cahier de l'environnement 335. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, et Station ornithologique suisse, Sempach. 143 pp.

- Keller V., Zbinden N., Schmid H. et Volet B., 2001. *Liste rouge* des oiseaux nicheurs menacés de Suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne et Station ornithologique suisse, Sempach. 57 pp.
- Kohli L. et Birrer S., 2003. Diversité envolée dans la zone agricole – état des habitats de notre avifaune. Avifauna Report Sempach 2. Station ornithologique suisse, Sempach. 72 p.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 84 pp.
- Luder R., 1981. Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). Ornithol. Beob. 78, 137-192.
- Pfister H.P. et Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern 35, 173-193.
- Schiffner L., 1989. Die naturnahen Walliser Kulturlandschaften: Biotope von nationaler Bedeutung für Vogelarten. Bull. Murithienne 107, 9-19.
- Schiffner L., Fuller R.-J. et Müller M., 1999. Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. Vogelwelt 120, 151-161.
- Schlegel J. et Weber U., 2002. Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Zwischenbericht Periode 1999-2001. Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 24 pp.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. et Zbinden N., 1998. Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Distribution des oiseaux nicheurs en Suisse et au Liechtenstein en 1993-1996. Sempach, Station ornithologique suisse.
- Schmid H., Burkhart M., Keller V., Knaus P., Volet B. et Zbinden N., 2001. Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Avifauna Report Sempach 1, Annex. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 444 pp.
- Spiess M., Marfurt C. et Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe von Brutvögeln. Agrarforschung 9, 158-163.
- Van Buskirk J. et Willi Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. Conserv. Biol. 18, 987-994.
- Zbinden N., Schmid H., Kéry M. et Keller V., 2005. Swiss Bird Index SBI® Artenweise und kombinierte Indices für die Beurteilung der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten und Artengruppen in der Schweiz 1990–2003. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 44 pp.



**Partie III:
Autres projets, Zones de
montagne**



Figure 1:
Originellement un habitant des steppes, le lièvre commun préfère les surfaces ouvertes des régions de grandes cultures et fourragères (Photo: Markus Jenny).

8 Retour du lièvre commun grâce à la compensation écologique?

Otto Holzgang, Daniela Heynen et Marc Kéry

Les effectifs du lièvre commun sont relevés chaque année depuis 1993 sur 57 zones d'étude de basse altitude suisses. Malgré les surfaces de compensation écologique, les populations de lièvres communs ont continué à baisser. Pourtant, le développement des effectifs dépend fortement du mode d'exploitation agricole principale de la zone d'étude. Les densités de lièvres communs sont plus hautes dans les régions de grandes cultures que dans les régions fourragères. Dans les régions de grandes cultures, ils présentent même en moyenne, depuis 1997, de légères tendances positives. De plus, l'évolution des effectifs du lièvre commun dans les régions de grandes cultures est positivement corrélée avec la proportion de surfaces de compensation écologique. Dans trois zones test, seules les zones avec une revalorisation écologique particulièrement forte en comparaison avec les zones voisines montrent une nette augmentation et un plus grand effectif du lièvre commun. Ces résultats montrent que, dans les régions de grandes cultures, le lièvre commun peut être favorisé grâce à des surfaces de compensation écologique de qualité. Par contre, malgré la compensation écologique, les effectifs de lièvres ont continué à baisser dans les régions fourragères. Dans ce cas, les mesures de compensation écologique prises jusqu'à maintenant n'ont pas encore favorisé le lièvre commun. Il faudrait donc tester des mesures spécifiques comme la création de larges ourlets herbacés entre les champs ou des techniques d'exploitation modifiées. Leur influence sur les populations de lièvres devrait ensuite être étudiée.

Otto Holzgang,
Daniela Heynen et
Marc Kéry,
Station ornitho-
logique suisse,
CH-6204 Sempach

Jadis, le lièvre commun était en Suisse une espèce fréquente dans les cultures. Mais ses effectifs diminuent depuis plus de 50 ans et c'est la raison pour laquelle il fut inscrit sur la *Liste rouge* comme espèce menacée (Nievergelt *et al.* 1994). En Suisse ainsi que dans les pays européens, la principale raison de ce recul est l'altération de son habitat (Haerer *et al.* 2001, Pfister *et al.* 2002, Smith *et al.* 2005). Fin des années 1980, suite aux effectifs mai-

grissant, plusieurs organisations de chasseurs ainsi que des Cantons cessèrent de chasser le lièvre ou bien ne le chassèrent plus qu'avec retenue. Depuis, par conséquent, les statistiques de chasse ne pouvaient plus servir de référence pour l'estimation des effectifs du lièvre. De ce fait, l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) a mandaté la station ornithologique suisse pour surveiller à long terme les effectifs du lièvre commun. De plus, la station ornithologique a institué des mesures, sur des zones cultivées amples et ouvertes, afin de favoriser les effectifs du lièvre et a accompagné la mise en place à l'aide de contrôles du succès. De 2001 à 2004, l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) a également participé à ce projet, afin de mettre en relation le développement démographique du lièvre avec le développement de la compensation écologique.

Le lièvre commun est le seul mammifère qui ait été étudié en relation avec la compensation écologique. Il est le plus petit mammifère ne creusant pas de terrier et vivant toute l'année sur un territoire de quelques dizaines d'hectares. D'où le fait que son habitat doit correspondre à

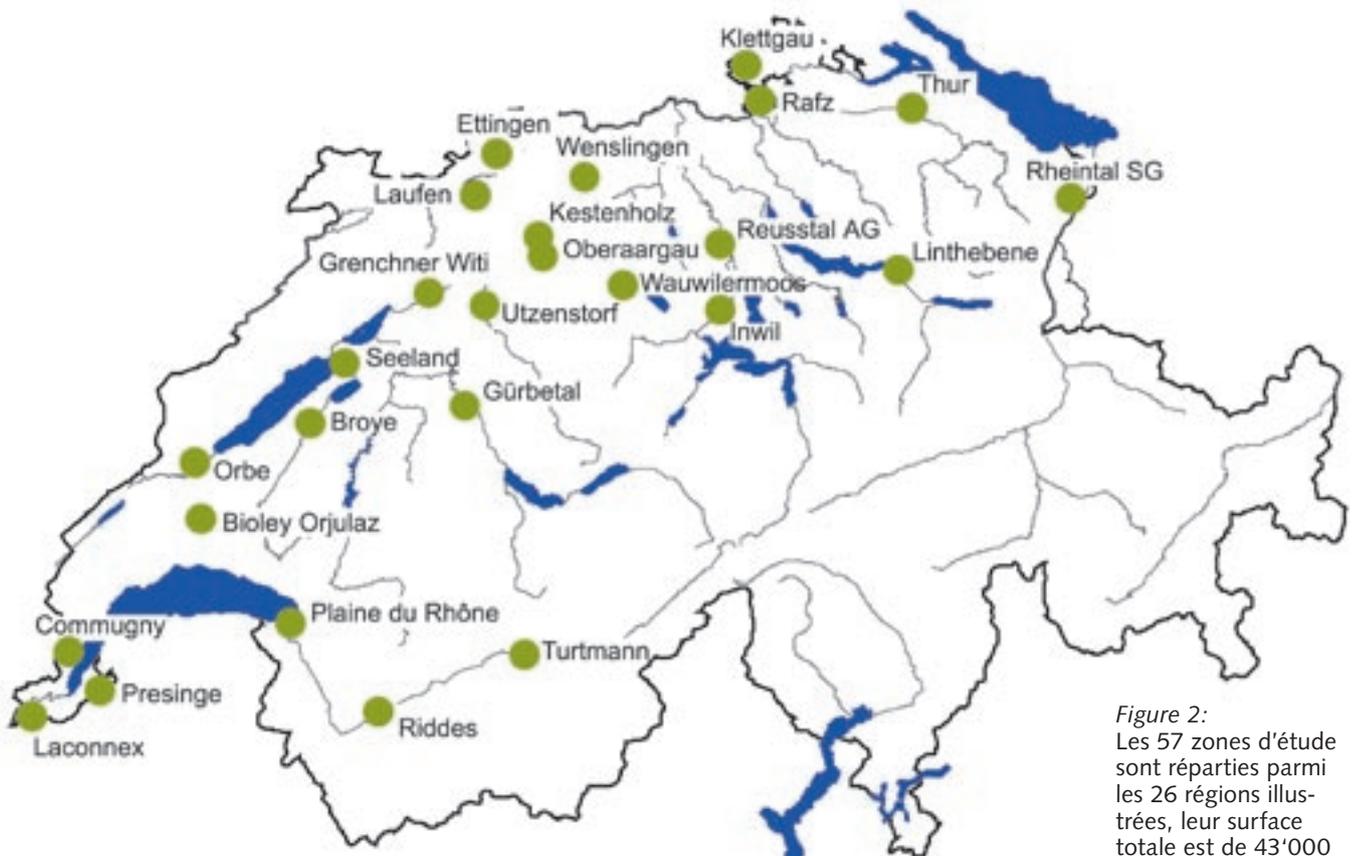


Figure 2:
Les 57 zones d'étude sont réparties parmi les 26 régions illustrées, leur surface totale est de 43'000 ha environ.

ses besoins et proposer de la nourriture, une protection contre les intempéries et les prédateurs durant toute l'année. Pendant la période de reproduction, qui dure environ de février à septembre, des surfaces appropriées doivent être présentes pour l'élevage des jeunes.

Matériel et méthodes

Les effectifs de lièvres ont été relevés à l'aide de la méthode dite du comptage avec des projecteurs (Pfister 1978). En règle générale, deux comptages par an ont été effectués entre février et mars. Dans 47 des 57 zones d'étude, les lièvres ont été comptés pendant au moins 8 des 12 ans, dans sept zones d'étude, cinq à sept fois et trois à quatre fois dans les trois zones d'étude restantes. Il s'agissait principalement de terres cultivées intensivement du Plateau suisse (Figure 2) sur une surface totale d'environ 43'000 ha. Les zones de recensement ont été délimitées à l'aide de structures constituantes du paysage et de la civilisation, elles ne correspondent donc pas aux limites communales. Une zone d'étude s'étale souvent sur des parties de plusieurs communes. Afin d'obtenir une notion pour chaque zone d'étude

sur le type et la surface des surfaces de compensation écologique (SCE) ayant droit aux contributions, les données correspondantes ont été récoltées, commune par commune, auprès des Offices cantonaux de l'agriculture ainsi qu'auprès des 86 responsables des Offices de la culture des champs. Le taux de réponse des responsables des Offices de la culture des champs s'est élevé à 74 %. Les SCE ont pu être évaluées pour, en tout, 42 zones d'étude (74 %). Chaque zone étudiée a été divisée en deux catégories «grandes cultures» et «région fourragère» sur la base des données des limites des zones de production agricoles (1997, OFS GEOSTAT/OFAG). Quand, dans une zone d'étude, la proportion de surfaces de grandes cultures et des zones adjacentes atteignait plus de 50 %, cette zone a été considérée comme «grandes cultures». Les zones d'études restantes, qui se trouvaient généralement dans les zones agricoles intermédiaires et des collines, ont été groupées dans la catégorie «région fourragère». Les données communales de la section Cadastre de la production de l'OFAG de toutes les SCE annoncées de 1999 à 2003 ont été utilisées afin de comparer le développement des SCE des zones d'étude avec celles de toute la Suisse. Les communes ont été réparties dans les deux catégories «grandes cultures» (1'068 communes) et «région fourragère» (675 communes) comme décrit ci-dessus à l'aide de la carte des limites de zones agricoles.

Nous avons utilisé un «modèle mixte» (Littell *et al.* 1996, Pinheiro et Bates 2000, Littell 2002) afin de tester les effectifs de lièvre en regard des prédictions et les différences entre le mode d'exploitation agricole principale (grandes cultures, région fourragère) et d'évaluer les effets de la proportion des types de SCE. Nous avons modélisé l'influence de la région (voir figure 2), de la zone d'étude et celle des effets annuels propres à la zone (année à l'intérieur de la zone d'étude) comme effets aléatoires. Les facteurs fixes furent testés à l'aide du «test de Wald», les facteurs aléatoires à l'aide du «test de Likelihood ratio». Tous les tests possèdent un degré de liberté (DL), si ce n'est pas indiqué autrement. Notre modèle de base a comporté, comme facteur fixe, le mode d'exploitation (région fourragère / de grandes cultures), l'effet annuel (basé sur toutes les zones d'étude) ainsi que les interactions entre l'exploitation et l'année. La région, la zone d'étude ainsi que l'interaction entre l'année et la zone d'étude ont été introduits comme facteurs aléatoires.

Afin de tester si l'effectif montrait une tendance linéaire, nous avons remplacé dans le modèle de base l'effet fixe de l'année par une tendance linéaire. Nous avons contrôlé la présence d'une évolution démographique non linéaire à l'aide d'un terme quadratique additionnel. Afin de découvrir si les tendances diffèrent entre les régions fourragères et celles de grandes cultures, nous avons vérifié l'interaction entre le mode d'exploitation et chaque tendance linéaire et quadratique.

Afin de déterminer si la proportion de surfaces SCE a une influence sur la démographie, nous avons introduit dans le modèle (avec des tendances spécifiques au mode de culture, linéaires et quadratiques) le pourcentage de la part de surfaces de SCE comme effet majeur incluant toutes ses interactions. Nous avons étudié l'effet de la proportion de SCE aussi bien séparément pour chaque type de SCE (types 1, 4, 5, 7, 8 et 10) que globalement (somme de ces types de SCE). Tous les modèles furent calculés à l'aide du logiciel d'analyses statistiques GenStat (Payne 2003, Thompson et Welham 2003). Nous renvoyons à Holzgang *et al.* (2005) pour de plus amples détails.

Afin d'obtenir des informations sur la composition du paysage et l'utilisation de l'habitat par le lièvre, les milieux dans 18 zones d'étude ont été décrits en hiver (novembre à début mars) à l'aide de la cartographie des modes d'exploitations (détails dans Holzgang *et al.* 2005). Dans 15 de ces zones, des recensements supplémentaires des lièvres furent effectués en automne. Sur la base des résultats du comptage, dans «ArcView GIS 3.2» (ESRI, Redlands, Californie, USA), la surface de chaque zone d'étude a été divisée entre les deux zones «utilisée par le lièvre» et «non utilisée par le lièvre». Les recensements ont toujours été effectués en automne juste avant la cartographie de l'habitat hivernal ou alors au printemps juste après la cartographie. Nous avons testé, à l'aide de «l'analyse compositionnelle» de Aebischer *et al.* (1993), si l'espace utilisé par le lièvre commun (zone «utilisée

par le lièvre») se différenciat de l'entier de la zone d'étude. Nous avons utilisé pour cette analyse le «Compositional Analysis Add-In Tool» pour Excel (Version 5; Peter Smith, Abergavenny, Wales, UK). Pour les détails, se référer à Holzgang *et al.* (2005).

Développement démographique dans les régions de basse altitude de Suisse

La figure 3 montre le développement des effectifs dans les 57 zones d'étude depuis 1993, c'est-à-dire depuis l'introduction des paiements directs selon l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD). La moitié des zones étudiées montrait déjà en 1993 une faible densité en lièvres communs (médiane: 5,4 lièvres/100 ha). Une diminution continue de l'effectif est constatée au cours de toute la période d'étude, même si une légère tendance vers un plateau se fait sentir à la fin. Une tendance linéaire et dégressive est statistiquement significative (test de Wald: Chi carré = 4,44, $p = 0,036$). Un terme additionnel, positif et quadratique, qui signifie un nivellement de la tendance négative, est presque formellement significatif (test de Wald: Chi carré = 3,36, $p = 0,067$).

Démographie différente entre les régions de grandes cultures et les régions fourragères

La densité des lièvres communs se développe différemment dans les régions de grandes cultures que dans les régions fourragères (figure 4).

Entre 1993 et 2004, la densité des lièvres diminue continuellement dans les régions fourragères. Dans les régions de grandes cultures, par contre, après un fort déclin constaté entre 1993 et 1996, une nette amélioration de l'effectif est constatée à partir de la 2^{ème} moitié des années 1990. Malgré les variations, la densité de l'effectif dans les régions de grandes cultures était en 2004 presque aussi haute que lors de l'année de référence 1993 et presque quatre fois plus haute que dans les régions fourragères. La différence de l'évolution démographique dans les régions de grandes cultures et celle des régions fourragères est significative (différence dans la tendance linéaire: Chi carré = 9,74, DL = 1, $p = 0,002$; différence dans l'écart quadratique de la tendance linéaire: Chi carré = 3,86, DL = 1, $p = 0,049$).

La revalorisation écologique des zones d'étude des lièvres correspond-elle à la moyenne nationale?

Le développement des SCE déclarées, donnant droit aux contributions, dans les zones de recensement du lièvre commun est résumé dans le tableau 1. Dans les zones étudiées des régions de grandes cultures, la proportion de SCE (somme des types 1, 4, 5, 7 et 10) a augmenté d'une moyenne de 3,8 % en l'an 1999 à 7 % en 2004. Ainsi, dans les zones d'étude, la proportion de SCE est 1,9 % en dessous de la moyenne des communes suisses des zones de grandes cultures.

Dans les zones d'étude en région fourragère, la part de surface des types de SCE énumérées ci-dessus a augmenté dans la même période en moyenne de 9,1 à 14,7 % et est ainsi

Figure 3: Développement démographique du lièvre commun (Individus/100 ha) entre 1993 et 2004 (avec erreur standard) sur 57 zones d'étude en Suisse.

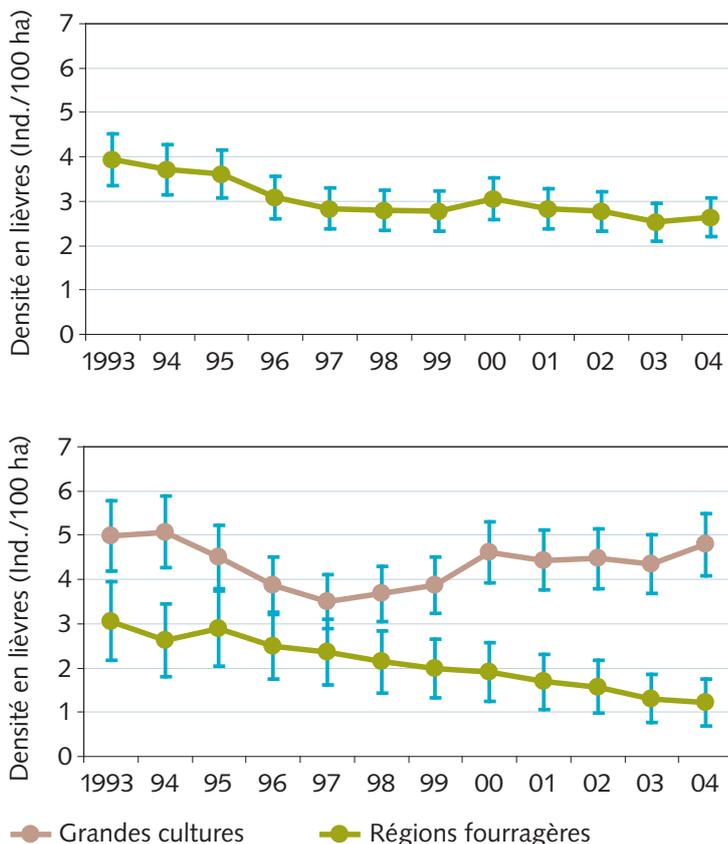


Figure 4: Développement démographique du lièvre commun (Individus/100 ha) entre 1993 et 2004 (avec erreur standard) dans 57 zones d'étude, réparti selon les cultures principales «grandes cultures» (35 zones) et «cultures fourragères» (22 zones).

Tableau 1. Parts de surface moyenne (%) dans 42 des 57 zones d'étude du lièvre commun par an et par mode d'exploitation des types de SCE ayant droit aux contributions suivantes: Type 1 (*prairie extensive*), Type 4 (*prairie peu intensive*), Type 5 (surface à litière), Type 7 (jachères florales et tournantes), Type 8 (densité des arbres fruitiers haute tige en arbres / ha), Type 10 (haies, bosquets champêtres et berges boisées), Type cumul.: (somme des parts des types de SCE 1, 4, 5, 7 et 10).

Année	Type 1		Type 4		Type 5		Type 7		Type 8		Type 10		Type cumul.	
	G	F	G	F	G	F	G	F	G	F	G	F	G	F
1993	0,35	1,23	0,05	0,04	0,00	0,41	0,00	0,00	0,07	0,39	0,03	0,00	0,43	1,69
1994	0,74	1,64	0,09	0,14	0,01	0,50	0,01	0,00	0,09	0,47	0,05	0,01	0,90	2,28
1995	1,15	1,84	0,11	0,16	0,01	0,55	0,02	0,00	0,09	0,53	0,08	0,03	1,36	2,58
1996	1,68	2,24	0,18	0,30	0,01	0,56	0,03	0,00	0,11	0,56	0,09	0,04	2,00	3,14
1997	2,15	2,70	0,32	0,51	0,01	0,74	0,12	0,00	0,12	0,52	0,12	0,05	2,73	3,99
1998	2,54	3,33	0,40	1,02	0,01	1,03	0,17	0,07	0,13	0,49	0,15	0,12	3,36	5,57
1999	3,11	4,72	0,30	1,33	0,06	2,82	0,18	0,08	0,16	0,74	0,18	0,16	3,83	9,11
2000	3,42	5,22	0,33	1,40	0,10	3,32	0,32	0,16	0,19	0,75	0,20	0,17	4,36	10,28
2001	4,01	5,84	0,37	1,49	0,15	3,57	0,51	0,22	0,20	0,76	0,21	0,17	5,25	11,30
2002	4,32	5,72	0,53	1,56	0,19	3,10	0,63	0,33	0,18	0,69	0,25	0,16	5,92	10,87
2003	4,87	6,48	0,43	1,56	0,36	5,57	0,80	0,46	0,21	0,93	0,26	0,21	6,72	14,29
2004	5,21	6,65	0,47	1,67	0,49	5,70	0,58	0,48	0,25	0,97	0,28	0,21	7,03	14,72

G = grandes cultures; F = région fourragère

en moyenne environ 3,4 % plus élevée que celle des communes suisses en région fourragère. En 2004, dans les zones d'étude, les *prairies extensives*, avec une part de surface de 6,7 % en région fourragère et de 5,2 % dans la région de grandes cultures, représentaient le type de SCE le plus présent en surface. Sur les sites d'étude situés en région de grandes cultures, les *prairies extensives* présentent une part moyennement plus petite de 0,5 % par rapport à la moyenne des communes suisses. La part de *prairies extensives* dans les sites de recensement des régions fourragères est en moyenne 1,5 % plus haute que dans les communes suisses. La part moyenne par rapport à la surface rurale des *prairies peu intensives* (type 4), des jachères florales et tournantes (type 7) ainsi que des haies, bosquets et berges boisées (type 10) est, autant dans la région de grandes cultures que dans celle de surfaces fourragères, plus petite que dans les communes suisses correspondantes. La différence (en % de la surface rurale) est de 1,2 % (type 4) ainsi que 0,1 % (types 7 et 10). Selon le tableau 1, les surfaces à litière sont bien représentées dans les zones d'étude dans la région fourragère. Toutefois, ceci est dû à une petite zone d'étude de 80 ha présentant une part de surface à litière de 40 %.

Corrélation entre la compensation écologique et la démographie du lièvre commun

La part moyenne de surfaces SCE déclarées et donnant droit aux contributions a considérablement changé au cours de la période d'observation – souvent différemment dans les régions fourragères que dans celles des grandes cultures (tableau 1). Ces changements sont à considérer lors de l'interprétation de l'analyse qui suit. Ainsi, les indices projetés des effectifs (figure 5) ne doivent pas être interprétés en dehors des variations de parts de surfaces effectivement observées. Ces variations peuvent être différentes selon le mode d'exploitation.

La part globale en pourcentage des SCE (somme des types de SCE 1, 4, 5, 7 et 10) montre une corrélation significative avec le développement de la densité du lièvre sur les régions de basses altitudes suisses. L'interaction entre le mode d'exploitation et la part en pourcentage est significative (Chi carré = 8,19, p = 0,004), ce qui signifie que l'influence de la part globale en pourcentage des SCE est différente selon l'exploitation (voir Holzgang *et al.* 2005 pour de plus amples détails). Les prévisions des modèles montrent que l'influence de la part

globale en pourcentage des SCE est positivement mesurable dans les régions de grandes cultures mais, par contre, non-mesurable dans les régions fourragères (fig. 5).

Quand on analyse les types individuels de SCE on trouve que dans les régions de grandes cultures, la part de *prairies extensives* (SCE de type 1) a une corrélation significative avec le développement de l'effectif, mais aucune en région fourragère. Autant la part de *prairies peu intensives* (type 4) que celle des surfaces à litière (type 5) ne montre de corrélation significative avec la démographie. La proportion de jachères florales (type 7) n'est juste pas significativement corrélée avec le développement de l'effectif du lièvre (interaction entre la part en pourcentage et les années: Chi carré = 3,65, $p = 0,056$). Les prévisions des modèles montrent qu'une grande proportion de jachères est associée au début de l'étude avec une assez petite densité en lièvres, et à la fin de l'étude, par contre, avec une densité plus élevée. L'analyse de la densité des vergers haute tige (type 8) donne une triple interaction «mode d'exploitation x densité x année (carré)» (Chi carré = 4,12, $p = 0,042$). Selon les prévisions des modèles, une haute densité d'arbres est liée à une plus faible densité de lièvre dans les régions de grandes cultures; par contre dans les régions fourragères, elle est liée à une plus haute densité de lièvres. La proportion de haies, bosquets champêtres et de berges boisées (type 10) montre une corrélation significative avec le développement démographique. Contre toute attente, les prévisions des modèles ont montré que, dans les régions de grandes cultures, une petite proportion de ce type de SCE était associée au début de l'étude avec une plus grande densité de lièvre et, en fin d'étude, avec une densité plutôt constante. Dans les régions fourragères, par contre, une plus grande proportion de ce type de SCE correspondait toujours avec une plus faible densité de lièvres.

Développement positif de l'effectif du lièvre commun grâce à des revalorisations écologiques faites avec un grand engagement dans trois zones d'étude

Depuis 1991, en collaboration avec la Confédération, les cantons ainsi qu'avec un soutien financier privé, la station ornithologique suisse de Sempach revitalise écologiquement des surfaces agricoles intensives, sur plusieurs kilomètres carrés, dans la Champagne genevoise (GE) et le Klettgau (SH). Dans la vallée du Rhin Saint-Galloise, c'est la fondation «Pro Riet Rheintal» qui collabore activement avec la station ornithologique. En plus d'un grand travail de motivation et de conseil pour les exploitants, un encouragement financier a été offert, en plus des contributions de base de l'OPD. On a favorisé l'implantation de jachères florales semées ou spontanées d'une manière ciblée. Grâce à cet énorme engagement, dans cha-

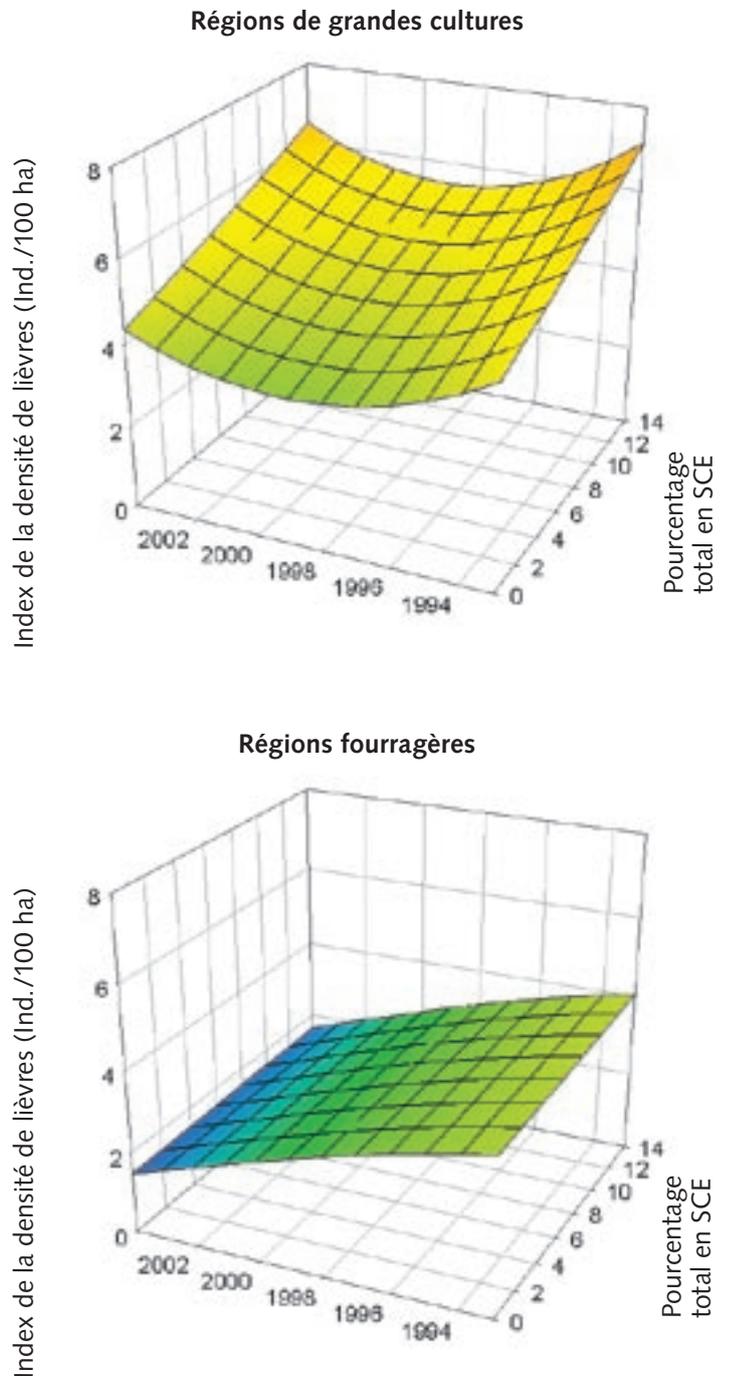
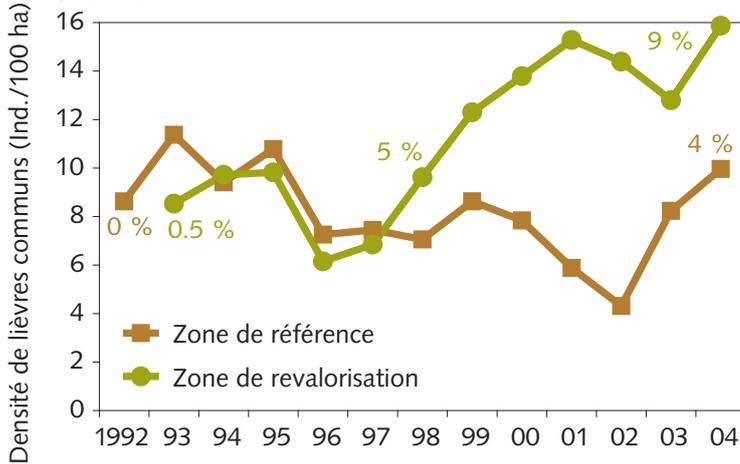


Figure 5: Effet du pourcentage de surfaces de compensation écologique ayant droit aux contributions sur l'effectif du lièvre (Individus/100 ha) dans les régions de grandes cultures et les régions fourragères.

Campagne genevoise



Klettgau

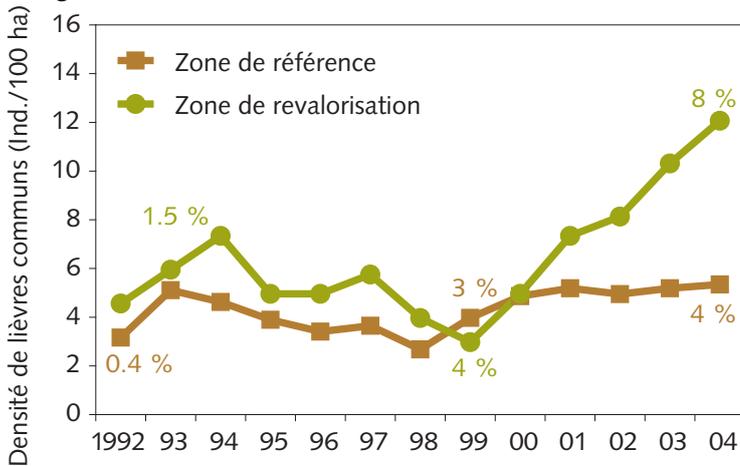


Figure 6:

Evolution démographique dans la région de grandes cultures du lièvre commun dans des zones fortement revalorisées écologiquement (zone de revalorisation) en comparaison à des zones revalorisées selon la Loi sur l'agriculture (zone de référence). Pourcentages: proportion de surfaces de compensation écologique par rapport à la surface agricole utile.

cune des régions, une zone a pu être fortement revalorisé. Elles ont été écologiquement bien mieux revalorisées que les zones ordinaires adjacentes sur lesquelles les agriculteurs avaient implanté des SCE sans effort particulier de la vulgarisation. La surface de SCE de bonne qualité était dans ce cas particulièrement plus élevée que dans les environs. De ce fait, la zone fortement revalorisée fut considérée comme «zone de revalorisation» et les surfaces adjacentes comme «zone de référence».

Dans les deux régions de grandes cultures de la Champagne genevoise et du Klettgau, l'effectif du lièvre augmente clairement sur les zones de revalorisation, en comparaison aux zones de référence (figure 6). Six années, respectivement neuf furent par contre nécessaires avant que la différence ne se fasse remarquer. Une proportion de 5 à 8 % de SCE de haute qualité (par rapport à la surface rurale) paraît en mesure de développer des effectifs de lièvres plus élevés. Dans la région fourragère de la vallée du Rhin Saint-Galloise, l'effectif des lièvres est à partir de 2001 également bien plus haut que dans les zones de référence (figure 7). Par contre, même dans les zones de revalorisation, l'effectif est toujours plus bas qu'au début du recensement – malgré le fait qu'il existe dans la région environ 5 % de surfaces proches de la nature. Un tiers des surfaces proches de la nature sont par contre des zones humides avec une grande part de surface à litière et de fossés humides, ce qui n'est pas optimal pour le lièvre. Les effectifs de lièvres dans la zone de référence sont à leur plus bas niveau depuis le début des recensements.

Vallée du Rhin Saint-Galloise

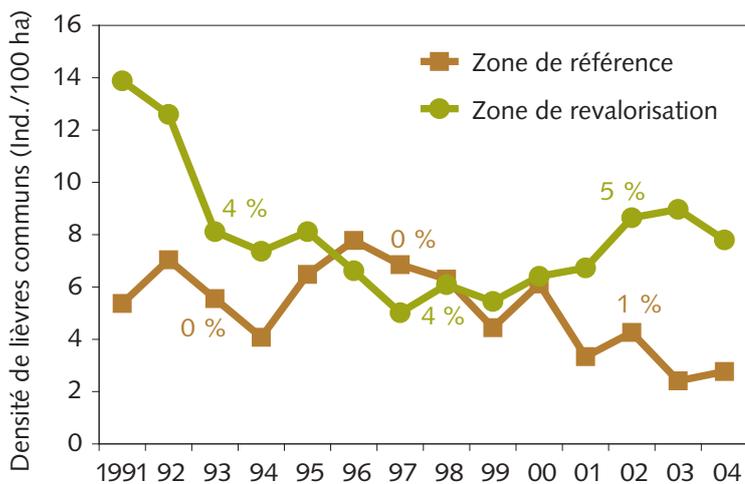


Figure 7:

Evolution démographique dans les régions fourragères du lièvre commun dans une zone fortement revalorisée écologiquement (zone de revalorisation) en comparaison à des zones revalorisées «seulement» selon la Loi sur l'agriculture (zone de référence). Pourcentages: proportion de surfaces de compensation écologique par rapport à la surface agricole utile.

Les jachères sont préférées au printemps

La composition en habitats des parties des zones d'étude utilisées par le lièvre, en comparaison à celles de toute la zone étudiée (offre), se différencie significativement autant lors du comptage de printemps (Wilks' $\lambda = 0,238$, Chi carré = 25,8, DL = 7, $p = 0,004$) que lors de celui d'automne (Wilks' $\lambda = 0,129$, Chi carré = 30,7, DL = 7, $p = 0,001$). Au printemps, les jachères, les cultures (légumes, céréales, cultures dérobées, colza), les chemins graveleux et herbeux ainsi que les surfaces herbagères sont mieux classées que les

Tableau 2. Matrice de classification simplifiée pour les recensements de printemps. La composition proportionnelle en habitats dans des parties utilisées par le lièvre est comparée avec la composition de toute la zone étudiée. Les types d'habitats sont classés dans l'ordre décroissant en fonction de leur utilité relative (7^{ème} place = plus haut rang).

Place		Jachère	Grandes cultures	Chemins graveleux	Herbages	Buissons	Urbanisé	Autres	Forêt
7	Jachère		+	+	+++	+++	+++	+++	+++
6	Grandes cultures	-		+	+++	+++	+++	+++	+++
5	Chemins graveleux	-	-		+	+++	+++	+++	+++
4	Herbages	---	---	-		+++	+++	+++	+++
3	Buissons	---	---	---	---		+	+	+
2	Urbanisé	---	---	---	---	-		+	+
1	Autres	---	---	---	---	-	-		+
0	Forêt	---	---	---	---	-	-	-	

+++ et --- signifient un écart de l'offre significatif avec $p < 0,05$

N = 18 zones d'étude. «Urbanisé» comporte: agglomérations, chemins goudronnés, places de sport et serres

Tableau 3. Matrice de classification simplifiée pour les recensements d'automne. La composition proportionnelle en habitats dans des parties utilisées par le lièvre est comparée avec celle de toute la zone étudiée. Les types d'habitats sont classés dans l'ordre décroissant en fonction de leur utilité relative (7^{ème} place = plus haut rang).

Place		Cultures	Chemins graveleux	Herbages	Buissons	Autres	Jachères	Forêt	Urbanisé
7	Grandes cultures		+	+++	+++	+++	+	+++	+++
6	Chemins graveleux	-		+++	+++	+	+	+++	+++
5	Herbages	---	---		+	+	+	+	+++
4	Buissons	---	---	-		+	+	+	+++
3	Autres	---	-	-	-		+	+	+++
2	Jachères	-	-	-	-	-		+	+
1	Forêt	---	---	-	-	-	-		+
0	Urbanisé	---	---	---	---	---	-	-	

+++ et --- signifient un écart de l'offre significatif avec $p < 0,05$

N = 15 zones d'étude. «Urbanisé» comporte: agglomérations, chemins goudronnés, places de sport et serres

autres types d'habitat. De plus, elles se différencient significativement de ces dernières (tableau 2). De ce fait, au printemps, les lièvres fréquentent de préférence les jachères et les cultures au cours de la nuit (phase d'activité). En automne, ce sont les cultures ainsi que les chemins graveleux et herbeux qui sont significativement mieux classés que les autres types d'habitats (tableau 3).

Conclusions et recommandations

D'une façon générale, depuis 1953, les populations du lièvre commun ont continué à baisser dans les régions de basses altitudes suisses. Ainsi le lièvre commun semble ne pas montrer de réaction à la compensation écologique. Par contre, il est envisageable que, sans ces

mesures, les effectifs auraient encore plus fortement diminués. Il serait donc fallacieux de prétendre que la compensation écologique est sans importance pour le lièvre.

Comme en Grande-Bretagne (Vaughan *et al.* 2003), les effectifs de lièvres sont dans nos zones d'étude plus importants dans les régions de grandes cultures que dans les régions fourragères. De plus, les zones étudiées de la région de grandes cultures montrent depuis 1997, au contraire des régions fourragères, en moyenne de légères tendances positives. Cette tendance positive est corrélée de manière significative avec la part de SCE donnant droit aux contributions, même si en général leur qualité n'est pas suffisante (Kohli *et al.* 2004) et que de nombreuses années seront nécessaires jusqu'à l'obtention de SCE de bonne qualité pouvant amplement remplir leur fonction écologique. Nos études comparatives montrent qu'il faut compter de six à neuf années jusqu'à ce que des tendances positives se montrent chez le lièvre commun, ceci aussi dans des régions fortement revalorisées. Les résultats de deux zones de grandes cultures suggèrent qu'une proportion de plus de 5 % de SCE de haute valeur est nécessaire afin d'en faire profiter les effectifs de lièvres. Mais dans 23 des zones étudiées en plaine, la part de SCE de bonne qualité par rapport à la surface rurale n'est montée en moyenne qu'à 2 % (Kohli *et al.* 2004).

Le taux de survie des levrauts influence fondamentalement le succès de la reproduction et l'évolution des effectifs (Bray *et al.* 2002). Une progéniture suffisante peut vraisemblablement survivre dans les régions de grandes cultures parce que, pendant au moins une courte durée, des surfaces étendues ouvertes sont présentes. Non fauchées, elles permettent ainsi l'élevage des jeunes. La mortalité directe des levrauts liée à la récolte du colza et des céréales est moindre (moins que 5 %) comparée aux prairies (17 %) ou aux champs de luzerne (45 %) (Kaluzinski et Pielowski 1976). Selon Panek et Kamieniarz (1999), une haute démographie automnale est corrélée positivement aux structures couvrantes permanentes (excepté les arbres), comme obtenu dans ce pays avec des jachères florales et tournantes ou avec des haies basses avec une bande herbeuse. Les haies et les forêts (Tapper et Barnes 1986), ou toutes autres structures d'habitat non exploitées par l'agriculture (Peschel *et al.* 2004), sont volontiers utilisées comme gîte pendant la journée. En outre, lors d'hivers rigoureux et en cas de disette de graminées et d'herbes (Rödel et Völkl 2002), les lièvres rongent volontiers des écorces (surtout les jeunes arbustes avec de fines pousses).

Lors de plusieurs études européennes, une corrélation positive fut constatée entre les surfaces de jachère et les effectifs de lièvre (Smith *et al.* 2005). Lors de nos études, les jachères ont clairement été préférées au printemps lors de la période d'activité et n'offrent pas seulement une cache. Selon leur âge et les soins prodigués, elles offrent, aussi dû à la diversité de la végétation, une plus grande proportion de plantes avec un taux élevé de grasse. Ceci est important pour un poids à la naissance plus élevé, une meilleure production de lait pour la hase et ainsi pour une croissance plus rapide des levrauts (Hackländer *et al.* 2002a, Hackländer *et al.* 2002b, Ruf 2003).

Recommandations pour les régions de grandes cultures

Les populations de lièvre commun sont encore très faibles dans beaucoup de régions de grandes cultures. Elles peuvent être favorisées à l'aide de SCE de haute valeur écologique. Selon le concept du paysage suisse (OFEFP et OPD 1998), 10 % de SCE de bonne qualité devraient être atteints dans un proche avenir. Le lièvre pourrait clairement en profiter. Ceci fut démontré par nos expériences au Klettgau et dans la Champagne genevoise. Les jachères florales et tournantes, les haies avec une bande herbeuse ainsi que les *prairies extensives* devraient être favorisées. Une pousse trop dense des céréales peut être évitée en semant largement (distance de plus de 20 cm entre les lignes) et agrandissant ainsi massivement la surface utile pour le lièvre (Rühe 1999, 2000). Des essais, comme ceux effectués momentanément par PI-Suisse pour le développement de l'alouette des champs dans les champs de blé (Jenny 2004), seront certainement également profitable au lièvre. La position spatiale des SCE par rapport au réseau routier doit être d'avantage prise en considération. Ainsi des

structures linéaires comme les haies et les jachères florales perdent beaucoup de leur valeur écologique si elles sont situées le long d'une voie de circulation. Les dérangements permanents provoqués par les véhicules, les promeneurs ou les chiens (en laisse ou pas) rendent ces surfaces pratiquement inutiles pour le lièvre parce que la distance de fuite y est trop courte, même en cas de bonne couverture. Les structures linéaires devraient donc être positionnées frontalement aux chemins.

Recommandations pour les régions fourragères

Les populations du lièvre ont continué de diminuer dans les régions fourragères malgré la compensation écologique. La quantité et la qualité des SCE y sont probablement en général insuffisantes. Mais l'étude de référence de la vallée du Rhin Saint-Galloise montre que les effectifs du lièvre peuvent être favorisés en région fourragère au moyen d'une revalorisation écologique ciblée. Toutefois, dans cette zone d'étude, la proportion en surfaces proches de la nature (SCE de grande valeur écologique et surfaces de réserves naturelles additionnées) est avec 18 % très élevée. Une telle proportion ne pourra certainement être atteinte que dans peu de régions. De ce fait, en plus des SCE, d'autres mesures sont nécessaires afin de favoriser le lièvre dans les régions fourragères. En Grande-Bretagne, Smith *et al.* (2004) proposent une augmentation de la part de paysage en jachère ainsi qu'une plus faible charge des prairies en bétail. Etant donné que les lièvres évitent les prairies chargées en bétail (Barnes *et al.* 1983), on ne devrait par contre pas mettre trop de surfaces en pâture. Les champs pourraient être délimités, à la place de clôture, avec des structures d'ourlets herbagers larges de plusieurs mètres comme des haies basse (sans arbre) ou des bandes herbeuses. Si un réseau de structures d'ourlets herbagers peut ainsi être formé, ceci peut avoir plus de valeur écologique que les *prairies peu intensives*, et ceci non seulement pour le lièvre. Les pertes directes en levrauts dues à la fauche peuvent être diminuées par un régime ou par des techniques de fauche adaptés. Par contre, ce mode d'exploitation plus écologique devrait être récompensé parce qu'il occasionne une quantité et/ou qualité moindre de fourrage ainsi qu'un labeur plus intense. Les essais effectués en Allemagne par Stein-Bachinger et Fuchs (2004) sur un domaine agricole exploité écologiquement de 1'250 ha montrent d'intéressants résultats. Ainsi quatre à cinq fois plus de lièvres que dans la moyenne brandebourgeoise furent recensés sur l'exploitation. Quelques unes des techniques d'exploitations utilisées là-bas méritent d'aussi être essayées en Suisse, comme par exemple un intervalle de fauche rallongé à sept semaines entre la première et la deuxième coupe (ce qui par contre apporte une perte en qualité du fourrage). Une hauteur de coupe d'au moins 10 cm lors de la première fauche et avec la 2^{ème} fauche comme d'usage apporte moins de perte économique et pourrait constituer une alternative. En Suisse, il faudrait absolument tester une combinaison de structures faites d'ourlets herbeux comme délimitation des champs et d'une technique de fauche adaptée, et d'observer ainsi leur influence sur les populations du lièvre et autres groupes d'animaux.

Remerciements

Nous remercions spécialement les institutions et personnes suivantes: OFEFP et OFAG pour leur contribution financière; les administrations cantonales de la chasse ayant coopéré par leur aide financière ou leurs apports en réalisations propres, les coordinateurs régionaux pour l'organisation des recensements, les nombreux garde-chasse, chasseurs, protecteurs de la nature et les autres bénévoles pour la réalisation des recensements; L. Kohli, C. Marfurt et G. Hilke Peter pour la récolte, la préparation et l'analyse des données avec SIG; L. Jenni, S. Birrer et R. Spaar pour la relecture critique du manuscrit.

Bibliographie

Aebischer N., Robertson P. et Kenward R., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313–1325.

- Barnes, R.F.W., Tapper S.C. et Williams J., 1983. Use of pastures by brown hares. *Journal of Applied Ecology* 20, 179–185.
- Bray Y., Marboutin E., Péroux R. et May R., 2002. Variabilité du bilan de la reproduction chez le Lièvre d'Europe: parts respectives de la fécondité des hases et de la survie des levrauts. *ONCFS Rapport Scientifique* 2001, 16–23.
- Hackländer K., Klausek E., Ruf T. et Arnold W., 2002a. Feldhasen: Führen Brachen zu höheren Besätzen? *Schweizer Jäger* 10, 64–66.
- Hackländer K., Tataruch F. et Ruf T., 2002b. The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 19–28.
- Haerer G., Nicolet J., Bacciarini L., Gottstein B. et Giacometti M., 2001. Todesursachen, Zoonosen und Reproduktion bei Feldhasen in der Schweiz. *Arch. Tierheilk.* 143, 193–201.
- Holzgang O., Heynen D. et Kéry M., 2005. Comeback beim Feldhasen dank ökologischem Ausgleich? *Station ornithologique suisse*, Sempach.
- Jenny, M., 2004. Cultures de céréales favorables aux animaux sauvages – IP-SUISSE favorise l'alouette des champs. *IP-SUISSE, Zollikofen et Station ornithologique suisse Sempach*.
- Kaluzinski J. et Pielowski Z., 1976. The effect of technical agricultural operations on the hare population. Dans: Pielowski, Z. (éd.), *Ecology and management of European brown hare populations*. Proc. Int. Symp. Warszawa. 205–211.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume. Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. *Station ornithologique suisse*, Sempach.
- Littell R.C., 2002. Analysis of unbalanced mixed model data: A case study comparison of ANOVA results versus REML/GLS. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 7, 472–490.
- Littell R.C., Milliken G.A., Stroup W.W. et Wolfinger R.D., 1996. *SAS System for Mixed models*, Cary, NC. SAS Institute Inc.
- Nievergelt B., Hausser J., Meylan A., Rahm U., Salvioni M. et Vogel P., 1994. *Liste rouge des mammifères menacés de Suisse (sans chiroptères)*. Dans: Duelli P. (éd.), *Liste rouge des espèces animales menacées de Suisse*. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 20–21.
- OFEFP et ODT 1998. *Conception paysage suisse*. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage / Office fédéral du développement territorial. Série l'environnement pratique, 133 pp.
- Panek M. et Kamieniarz R., 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1982–1995. *Acta Theriologica* 44, 67–75.
- Payne R.W. (éd.), 2003. *The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics*. VSN International, Oxford/UK.
- Peschel U., Fuchs S., Klar N. et Voigt C.C., 2004. Home range and habitat use of the brown hare (*Lepus europaeus*) on organic farmland. *Wissenschaftliches Poster zum 5th International Symposium on Physiology, Behaviour and Conservation of Wildlife*, Berlin, 26.–29.9.2004.
- Pfister H.P., 1978. *Einführung in die Methodik der Scheinwerfertextation*. Dokumentationsstelle für Wildforschung, Zürich.
- Pfister H.P., Kohli L., Kästli P. et Birrer S., 2002. *Feldhase. Schlussbericht 1991–2000*. Schriftenreihe Umwelt 334, OFEFP & Station ornithologique suisse, Berne & Sempach.
- Pinheiro J.C. et Bates D.B., 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Springer-Verlag, New York.
- Rödel H.G. et Völkl W., 2002. Überleben im Schnee. Verbissgehölze für den Feldhasen. *Pirsch* 21, 4–7.
- Ruf T., 2003. Von Feldhasen, Pflanzen und Fettsäuren. *Schweizer Jäger* 5, 22–25.
- Rühe F., 1999. Effect of stand structures in arable crops on brown hare (*Lepus europaeus*) distribution. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 16, 317–337.
- Rühe F., 2000. Ausgesperrt? Grüngelbe Gitter. *Wild und Hund*, 36–40.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N. et Harris S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35, 1–24.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N., Robinson A. et Harris S., 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41, 1092–1102.
- Statistique fédérale de la chasse: http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/fr/fachgebiete/fg_wild/dienstleistungen/jagdstatistik/index.html
- Stein-Bachinger K. et Fuchs S., 2004. Wie kann der Lebensraum Acker im grossflächigen Ökologischen Landbau für Feldvögel und Feldhase optimiert werden? Dans: Rahmann G. et van Elsen T. (éd.), *Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus*. Landbauforschung Völkenrode FAL Agricultural Research, Braunschweig. 1–13.
- Tapper S.C. et Barnes R.F.W., 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23, 39–52.
- Thompson, R. et Welham S.J., 2003. REML analysis of mixed models. Dans: Payne (éd.), *The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics*. VSN International, Oxford/UK. 513–607.
- Vaughan N., Lucas E.-A. et Harris S., 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40, 163–175.

Surfaces grises:
Régions principale-
ment axées sur la
production de lait.
Surfaces hachurées:
régions avec une
forte activité
touristique.

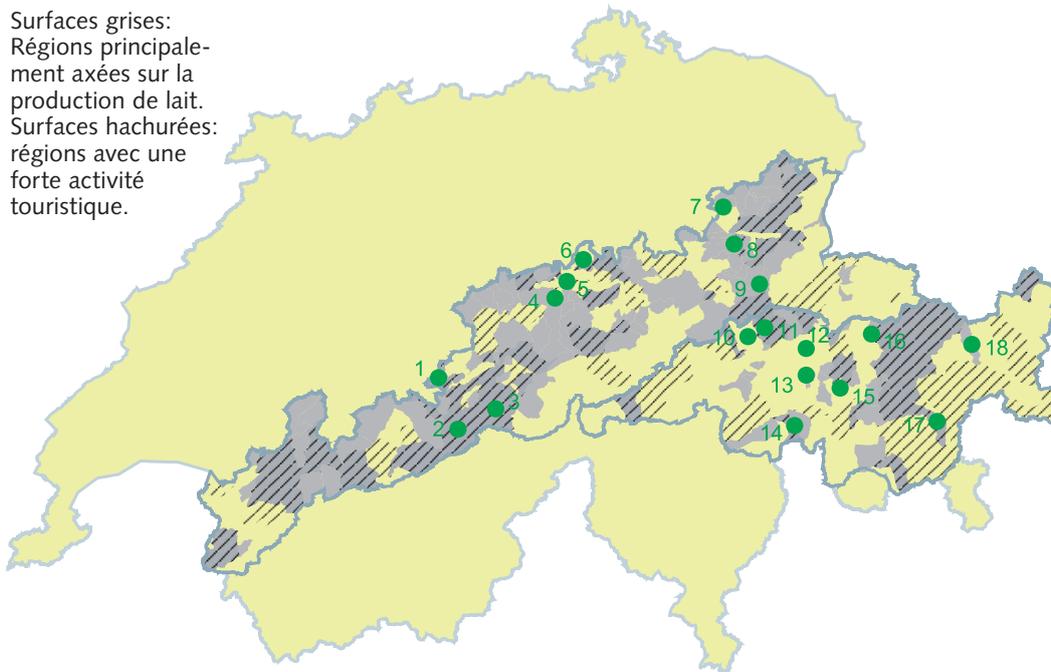


Figure 1:
Les régions étudiées.
Alpes septentrionales:
1 Beatenberg
2 Lauterbrunnen
3 Grindelwald
4 Ennetmoos
5 Greppen
6 Stansstad
7 Kaltbrunn
8 Mollis
9 Matt
Alpes centrales
orientales:
10 Siat
11 Falera
12 Rhäzüns
13 Flerden
14 Splügen
15 Stierva
16 Peist
17 La Punt
18 Lavin

9 La qualité des surfaces de compensation écologique dans les «Alpes septentrionales» et les «Alpes centrales orientales»

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann et Suzanne Dreier

Dans deux régions biogéographiques des Alpes, la diversité en espèces et la composition botanique dans des prairies annoncées comme surfaces de compensation écologique a été comparée avec celles de prairies intensives. Tout juste deux tiers des espèces de plantes observées ne se trouvent que dans des surfaces de compensation écologique. Le nombre moyen d'espèces est dans ces prairies significativement plus élevé que dans les surfaces de référence. 82 % des prairies inscrites comme surfaces de compensation écologique remplissent les exigences de l'Ordonnance sur la qualité écologique. Par contre, les espèces menacées de la *Liste rouge* sont rares dans les prairies de montagne.

Comme sur le Plateau, l'industrialisation de la première moitié du 20^{ème} siècle a aussi mené à de profondes restructurations de l'espace agraire des Alpes Suisses. Le renoncement à beaucoup de méthodes d'exploitation traditionnelles, la mise en pâture plus intensive, le régime de fauche modifié, l'emploi de produits phytosanitaires et l'agrandissement des alpages estivaux ont conduit, particulièrement dans les prairies et pâturages, à une modification de la composition botanique de la végétation (Bätzing 1994). Beaucoup de prairies de la zone de montagne et subalpine, autrefois riches en espèces, ont été entre temps négligées ou utilisées intensivement au moyen de fumure et de coupes fréquentes. De tels changements d'exploitation entraînent généralement une modification de la composition botanique et un recul de la biodiversité (Hegg *et al.* 1992, Klötzli *et al.* 1994).

En 2000, en tout 25'000 ha de prairies étaient cultivées comme surfaces de compensation écologique (SCE) dans les régions biogéographiques des «Alpes septentrionales» et des «Alpes centrales orientales» dans le cadre de l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD, Conseil fédéral 1998). La moitié d'entre elles étaient composées de prairies extensives (de type 1), l'autre moitié de prairies peu intensives (type 4) (Chapitre 3, figure 2). L'étude présentée ici, effectuée dans le cadre du «Programme national paysages et habitats de l'arc alpin» (PNR 48), s'est penché sur la question de savoir si, en zone de montagne, les prairies SCE sont plus riches en espèces que les prairies naturelles intensives.

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann et Suzanne Dreier, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

Matériel et méthodes

La composition florale de, globalement, 170 SCE du type *prairie extensive* (type 1) et du type *prairie peu intensives* (type 4), choisies au hasard, a été étudiée (figure 1) entre 2002 et 2004 dans 10 communes des Alpes centrales orientales (canton des Grisons) et 9 communes des Alpes septentrionales (cantons de Berne, Glaris, Lucerne, Nidwald et Saint-Gall). Une surface de référence sélectionnée sur une prairie intensive a été choisie pour chacune des SCE. Les critères pour le choix de la surface de référence a consisté en une distance la plus courte possible par rapport à la SCE ainsi qu'en des facteurs de positionnement physique semblables comme l'altitude, la pente et l'exposition. Ce protocole d'échantillonnage correspond à l'approche choisie lors du projet EASY (voir chapitre 10). Des surfaces carrées de 5 x 5 mètres avec une couverture végétale homogène ont été piquetées et les plantes vasculaires y ont été répertoriées.

Sur la base de données des 170 paires de surfaces, les paires présentant plus de 300 m de différence en altitude entre la SCE et la prairie naturelle intensive correspondante ont été éliminées. Ainsi, l'influence de l'emplacement sur la composition en espèces a été minimisée.

La base de données ainsi réduite à 142 paires de surfaces (dont 76 dans les «Alpes septentrionales» et 66 dans les «Alpes centrales orientales») a formé le canevas pour les comparaisons entre les deux modes d'exploitation: prairie SCE et prairie intensive. Les nombres moyens d'espèces ont été comparés, ainsi que les proportions de surfaces présentant des espèces des *Listes rouges*, les parts de surface avec suffisamment d'espèces de la liste de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE, Conseil fédéral, 2001), les espèces indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) ainsi que la part de surfaces qui purent être attribuées aux types de prairies selon Dietl et Jorquera (2003).

Comparaison des conditions du milieu

Le tableau 1 montre un aperçu des conditions du milieu des prairies SCE et des surfaces de référence. De plus et pour les deux formes d'exploitation, les valeurs moyennes et extrêmes de l'altitude, des valeurs pluviométriques annuelles, un index d'humidité (différence entre la pluviométrie moyenne et l'évapotranspiration potentielle), l'évapotranspiration potentielle, les «degrés-jours» (somme des températures en dessus de 10°C) et l'ensoleillement direct potentiel ont été enregistrés et testés sur leurs différences.

Le tableau 1 nous indique qu'aucun des facteurs choisis ne différencie les diverses méthodes d'exploitation. Ainsi, les effets du choix des surfaces sur la composition en espèces ont pu être minimisés. Ceci a été confirmé par une analyse de variance unifactorielle (ANOVA), au cours de laquelle aucune différence significative n'a été constatée pour les moyennes des deux modes d'exploitation SCE et surfaces de référence. On peut donc admettre que les différences botaniques entre les surfaces comparées sont principalement dues aux différents modes d'exploitation. Les SCE avaient été annoncées comme telles depuis au moins 5 ans. Nous ne connaissons pas l'état de la composition botanique lors de la mise en place des mesures de compensation écologique, respectivement depuis combien de temps la méthode d'exploitation avait été utilisée sur les surfaces de référence. Les surfaces étudiées, avec les altitudes les plus basses, se trouvaient sur la commune de Mollis/GL, les plus élevées à Tujetsch/GR.

Nombres d'espèces

Au total, 452 espèces ont été observées sur les 284 surfaces de relevés, dont 278 espèces (61,5 %) n'ont été trouvées que sur des prairies SCE, et 16 espèces (3,5 %) uniquement sur les prairies naturelles intensives. En outre, 158 espèces (35,0 %) étaient présentes dans les deux groupes. Dans leur généralité, les SCE ont montré un spectre en espèces bien plus diversifié. Aussi le nombre moyen d'espèces par surface étudiée est, avec 35,6 espèces dans

Tableau 1. Comparaison entre les conditions du milieu des prairies SCE et des surfaces de référence.

Conditions du milieu		N	Moyenne	Minimum	Maximum
Altitude ¹⁾	SCE	142	1'273	421	1'835
	Surface de référence	142	1'239	420	1'868
	Total	284	1'256	420	1'868
Pluviométrie annuelle moyenne 1961–1990 (mm/a) ²⁾	SCE	142	1'396	821	2'176
	Surface de référence	142	1'383	818	2'012
	Total	284	1'389	818	2'176
Index d'humidité mensuelle moyenne (mm/mois) ²⁾	SCE	142	60,2	16,5	12,8
	Surface de référence	142	57,1	12,2	107,5
	Total	284	58,6	12,2	122,8
Evapotranspiration potentielle selon Turc (mm/d) ²⁾	SCE	142	1,8	1,2	2,7
	Surface de référence	142	1,9	1,3	2,7
	Total	284	1,8	1,2	2,7
Degrés Jours (d x °C x 10) ²⁾	SCE	142	20'822	13'539	33'023
	Surface de référence	142	21'258	13'259	32'870
	Total	284	21'040	13'259	33'023
Ensoleillement direct potentiel (kJ/d) ²⁾	SCE	142	15'745	9'060	20'319
	Surface de référence	142	16'108	9'106	20'263
	Total	284	15'927	9'060	20'319

(N=Nombre total de surfaces étudiées)

¹⁾ MNT25 © 2001 Office fédéral de topographie (DV002207.1), swisstopo, modèle de terrain, résolution 25 m

²⁾ Cartes bioclimatiques de la Suisse © Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL) sur la base des données des stations de ISM-Météo Suisse, moyennes sur 30 années 1961–1990, résolution 25 m

les SCE, plus élevé que dans les surfaces de référence (21,0 espèces par surface) (figure 2).

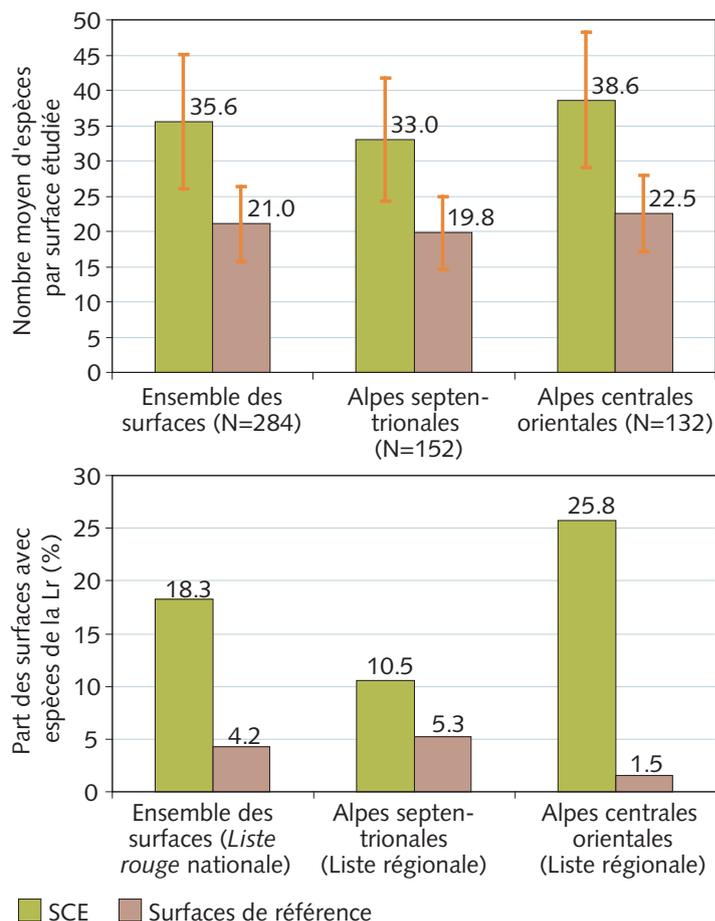
Cette différence est confirmée par une analyse ANOVA hautement significative ($p < 0,001$). Cette tendance se reflète aussi, de la même manière, dans une considération séparée des deux régions biogéographiques; toutefois, les nombres d'espèces sont légèrement plus élevés dans les «Alpes centrales orientales». On y trouve aussi des valeurs maximales de plus de 61 espèces par surface étudiée. Le minimum (7 espèces/surface) a été observé sur une prairie extrêmement intensive au bord du Lac des quatre Cantons.

Espèces de plantes de la Liste rouge

En plus du nombre d'espèces, la présence d'espèces menacées de la Liste rouge est importante afin d'évaluer la valeur écologique d'une prairie. Les deux modes d'exploitation ainsi que les parts de chaque surface des régions biogéographiques sur lesquelles des espèces de plantes de la Liste rouge (Moser *et al.* 2002) ont été trouvées sont

Figure 2/en haut: Nombre moyen d'espèces de plantes par surface étudiée, classées selon le mode d'exploitation et la région biogéographique (les barres d'erreurs représentent ± 1 écart-type; nombre d'échantillons: ensemble des surfaces 142, «Alpes septentrionales» 76, «Alpes centrales orientales» 66 surfaces par mode d'exploitation).

Figure 3/en bas: Part des surfaces présentant des espèces des Listes rouges nationales et régionales (nombre d'échantillons: ensemble des surfaces 142, «Alpes septentrionales» 76, «Alpes centrales orientales» 66 surfaces par mode d'exploitation).



représentées dans la figure 3. Des espèces de la *Liste rouge* ont été observées sur 18,3 % de toutes les SCE, soit nettement plus que sur les surfaces de référence (4,2 %). Sur aucune des surfaces étudiées plus d'une espèce de la *Liste rouge* n'a été trouvée.

Les *Listes rouges* régionales correspondantes ont en outre été prises en considération pour l'analyse des deux régions biogéographiques. Dans les «Alpes centrales orientales», la différence entre les SCE (25,8 %) et les surfaces de référence (1,5 %) est particulièrement marquée, alors que dans les deux formes d'exploitation des «Alpes septentrionales», seule une part relativement petite des surfaces fonctionne comme habitat pour des espèces régionalement menacées (10,5 % des SCE et 5,3 % des prairies intensives) (figure 3).

Les espèces potentiellement menacées ont été considérées séparément des espèces menacées. L'effectif de ces espèces peut être regardé comme critique et ces espèces pourraient glisser dans la catégorie des espèces menacées si la tendance négative continue. Une différence a été constatée entre les analyses faites avec la *Liste rouge* nationale et celles faites avec les listes régionales correspondantes. 7,7 % des prairies SCE et seulement 0,7 % des prairies naturelles intensives représentent un habitat pour les espèces potentiellement menacées. Dans les «Alpes septentrionales», par contre, des espèces potentiellement menacées des *Listes rouges* régionales ont été trouvées dans 50,0 % (SCE), respectivement 42,1 % (surfaces de référence), des surfaces étudiées. Pour les espèces potentiellement menacées de la région des «Alpes centrales orientales», la différence est encore plus frappante entre les SCE (observations dans 47,0 % des surfaces) et les surfaces de référence (3,0 %). Les prairies naturelles intensives des «Alpes septentrionales» ne présentent pas seulement peu d'espèces de la *Liste rouge*, mais aussi presque aucune espèce potentiellement menacée. Les espèces des prairies de moyenne condition sont généralement mal représentées sur la *Liste rouge*, alors que les espèces des prairies humides et sèches y sont un peu plus présentes. De ce fait, les espèces des prairies paraissent être moins menacées. Mais la grande part de SCE avec des espèces potentiellement menacées est une indication que les SCE contribuent à empêcher des espèces de passer au statut d'espèces menacées. Ceci peut arriver avec une intensification de l'utilisation des prairies SCE ou si leur exploitation est abandonnée.

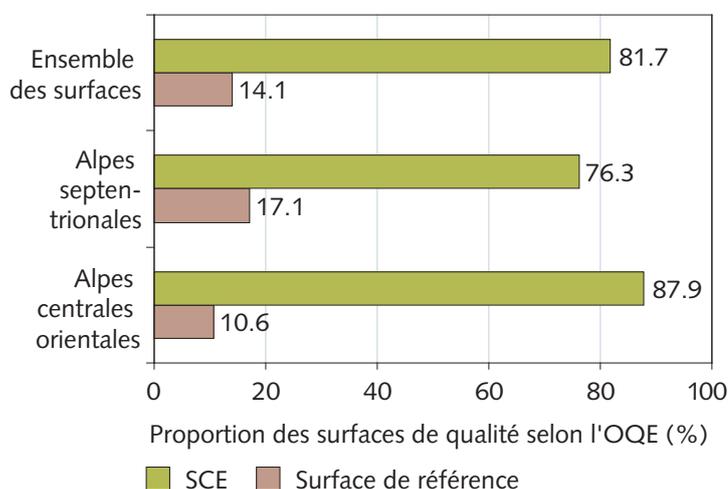
Figure 4:
Proportion des surfaces avec qualité selon l'Ordonnance sur la qualité écologique (nombre d'échantillons: ensemble des surfaces 142, «Alpes septentrionales» 76, «Alpes centrales orientales» 66 surfaces par forme d'exploitation).

Qualité selon l'OQE

En outre, les prairies ont été évaluées selon les critères de l'OQE. La présence de suffisamment d'espèces indicatrices a été recherchée (autant de la liste nationale de l'OQE que des listes régionales adaptées par les cantons), afin d'identifier les surfaces qui puissent potentiellement donner droit au bonus de l'OQE. La figure 4 montre les parts de surfaces avec une qualité selon les dispositions de l'OQE.

La différence entre les SCE et les prairies naturelles intensives est marquante. Sur toute la surface étudiée, 81,7 % des SCE et seulement 14,1 % des surfaces de référence correspondent aux critères de l'OQE. Dans les deux régions biogéographiques, les proportions dévient légèrement, mais elles confirment largement la tendance valable pour toute la zone d'étude.

Pour les analyses faites avec les listes cantonales, le résultat est différent: il y a des différences régionales claires avec un degré de satisfaction de 64,5 % dans les SCE des «Alpes septentrionales» et de seulement 16,7 % dans les «Alpes centrales orientales». Cette différence s'explique par le fait que les critères OQE en vigueur aux Grisons sont plus restrictifs.



Espèces indicatrices

Des espèces indicatrices peuvent servir à la caractérisation des effectifs en espèces. Elles peuvent être considérées comme typiques selon une comparaison de la constance à l'intérieur des formes d'exploitation considérées. Les trois espèces indicatrices les plus importantes pour les prairies SCE et leurs surfaces de référence sont indiquées dans le tableau 2. Le calcul de ces espèces indicatrices a été établi sur la base des données de présence/absence selon la méthode de Dufrêne et Legendre (1997).

Tableau 2. Espèces indicatrices pour les prairies SCE et leurs surfaces de référence avec constances (% des surfaces, sur lesquelles l'espèce respective fut observée) et indices selon Landolt (1977).

Espèces indicatrices des SCE	Constance		Indices	
	SCE	Surfaces de référence	H	F
Agrostide commun (<i>Agrostis capillaris</i>)	64,8%	9,2%	3	2
Potentille dressée (<i>Potentilla erecta</i>), q	47,2%	2,1%	3	2
Amourette (<i>Briza media</i>), q	41,6%	0,7%	2	2
Espèces indicatrices des surfaces de référence				
Compagnon rouge (<i>Silene dioica</i>)	16,9%	52,8%	4	4
Pâquerette vivace (<i>Bellis perennis</i>)	10,6%	47,9%	3	4
Crocus du printemps (<i>Crocus albiflorus</i>)	12,0%	47,2%	3	4

q = espèce indicatrice de la liste nationale de l'OQE, H=indice d'humidité, F=indice de fertilité.

Il y a deux espèces indicatrices de la liste nationale de l'OQE parmi les trois espèces caractéristiques des SCE (*Potentilla erecta* et *Briza media*). Ce sont d'une manière générale des espèces indicatrices de conditions moyennement humides ou de sécheresse modérée, toutes les trois espèces sont en plus des indicatrices de terrain maigre. Par contre, les trois indicateurs d'éléments nutritifs *Silene dioica*, *Bellis perennis* et *Crocus albiflorus* représentent de bonnes espèces indicatrices pour les prairies naturelles intensives. Le différent degré d'intensification des deux formes d'exploitation se reflète clairement dans une différenciation du spectre des espèces. Des espèces comme le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*) ou le pissenlit (*Taraxacum officinale*) ont été uniformément rencontrées sur les SCE et sur les surfaces de référence. Ces représentants typiques d'emplacements riches en éléments nutritifs ont été observés sur plus de 70 % de toutes les surfaces.

Types de prairies

La composition en espèces des surfaces étudiées a été classée selon les types de prairies décrites par Dietl et Jorquera (2003). Dans l'étude ici présentée, elles sont réunies en sept groupes principaux, définis par l'intensité de l'exploitation et les conditions relatives au lieu (figure 5): (1) marais et prairies humides (parvocaricées neutro-basophiles et acidophiles, mégaphorbiaies marécageuses ainsi que prairies à molinie), (2) prairies maigres (prairies à brome, agrostide et nard), (3) pâturages maigres acides (pâturages à nard), (4) prairies grasses (prairies à avoine dorée, à la fétuque violacée et à dactyle), (5) pâturages gras (pâturages gras subalpin et alpin), (6) prairies semées (mélanges d'herbacées et de légumineuses) et (7) prairies artificielles fréquemment fauchées (prairie de trèfle blanc et vulpin, prairie de fauche à ray-grass anglais et pâturin, gazon de pâturin et renoncule, gazon court de ray-grass anglais et d'agrostide).

Les associations de plantes des prairies grasses de montagne (qui représente la prairie typique traditionnellement utilisée en zone de montagne) dominant autant dans les prairies

Figure 5: Proportions des types de prairies selon Dietl et Jorquera (2003) pour des surfaces de compensation écologique et les surfaces de référence dans les régions étudiées. (nombre d'échantillons: espace total 142, «Alpes septentrionales» 76, «Alpes centrales orientales» 66 surfaces pour chaque groupe de mode d'exploitation).

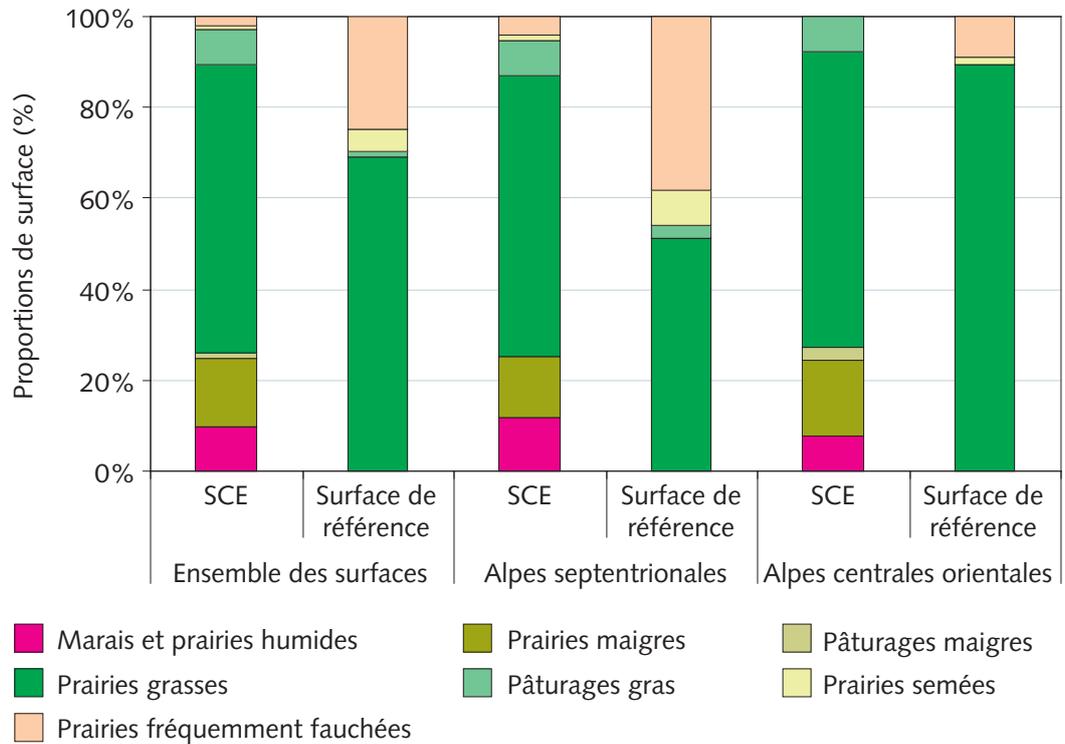


Figure 6: Prairie intensive à Tujetsch (GR) (Photo: Dorothea Kampmann).

naturelles intensives (86 %) que dans les prairies SCE (66,2 %). Parmi les SCE, les prairies du type prairie semée ou à fauche fréquente, indiquant une exploitation intensive, se rencontrent plus rarement. Par contre, des compositions d'espèces typiques des marais, et des prairies humides ou maigres ne se trouvent que sur ce dernier type de prairie. Les SCE jouent, de toute évidence, un grand rôle pour la conservation d'emplacements de prairies maigres et humides. Ces compositions d'espèces n'ont en effet pas pu être observées sur les surfaces de référence. On ne peut pas prétendre, à l'avance, que ces types de prairies, tendanciellement riches en espèces, manquent totalement sur les surfaces de référence, parce que, aussi sur des surfaces non annoncées comme SCE, l'intensité de l'exploitation peut avoir des effets différents, selon la région et la structure de la municipalité (Kampmann *et al.* 2005). Dans les prairies SCE étudiées, la diversité sous la forme de nombreux types d'habitats (diversité β) est plus élevée que dans les surfaces de référence (figure 5).

Finalement, nous attirons l'attention sur les différences constatées entre les régions biogéographiques. Comme déjà présenté, une exploitation généralement plus intensive des prairies a été constaté dans les «Alpes septentrionales», où la proportion en prairies fréquemment fauchées est plus élevée parmi les surfaces de référence et la part des prairies et pâturages maigres parmi les SCE est plus basse que dans les «Alpes centrales orientales».

Conclusions et recommandations

L'état des prairies SCE étudiées en région de montagne peut, avec quelques réserves, généralement être considéré comme satisfaisant. Les *prairies extensives* et les *prairies peu intensives* sont en moyenne plus riches en espèces que les prairies naturelles intensives. De toutes les plantes répertoriées, 61,5 % ne sont présentes que dans les prairies SCE; le nombre d'espèces par surface de recensement est, avec 35,6 espèces, significativement au-dessus de celui des surfaces de référence (21,0 espèces/surface). Des espèces de plantes de la *Liste rouge* sont également plus souvent rencontrées dans les SCE. Des espèces menacées de la liste fédérale se trouvent juste dans un cinquième de toutes les SCE observées. Celles-ci ne représentent pourtant qu'une fraction de l'effectif total en espèces.

Il est par contre réjouissant de constater que 81,7 % des prairies SCE étudiées montrent une qualité selon l'OQE et que 10 % des prairies naturelles intensives des régions de montagne remplissent également ces exigences.

De plus, des différences régionales entre les deux unités biogéographiques ont pu être constatées. Dans les «Alpes centrales orientales», autant le nombre d'espèces moyen que la proportion de surfaces avec des espèces de la *Liste rouge* sont plus élevés que dans les «Alpes septentrionales». Les «Alpes centrales orientales» font aussi meilleure figure avec la proportion de surfaces avec qualité écologique. Les raisons sont surtout à rechercher dans l'altitude légèrement plus élevée des surfaces d'étude et une accessibilité plus difficile (Kampmann *et al.* 2005).

La grande proportion de prairies SCE dont la composition correspondait aux prairies marécageuses, maigres et grasses laisse conclure que, en région de montagne, les SCE ont été mises en place sur des prairies ayant jusqu'à maintenant été traditionnellement exploitées extensivement. Des études à Tujetsch (GR) l'ont confirmé, où des relevés de végétation ont été répétés après 30 ans sur des prairies et des pâturages de montagne. Aucune modification n'a été constatée dans le nombre d'espèces des prairies grasses et maigres. Des variations de la composition sont apparues dans les prairies maigres dans le cas de modification de l'exploitation (Peter *et al.* 2005).

Dans les régions étudiées, l'hypothèse est confirmée que, grâce à des méthodes d'exploitation extensives, la biodiversité et ainsi la fonction écologique d'espaces vitaux peuvent être maintenus dans les prairies SCE (Baur *et al.* 1997). L'exploitation extensive des surfaces peut être particulièrement bien maintenue dans les sites de situations topographiques extrêmes. Ceci est une condition pour le maintien des types de prairies de montagne traditionnellement riches en espèces. Le danger existe, pour de tels emplacements, que, sans soutien financier, l'exploitation des surfaces cesse, donnant lieu à un embroussaillage progressif de la couverture végétale, ce qui pourrait conduire à une régression de la biodiversité.

Remerciements

Ces études ont été effectuées dans le cadre du programme national «Paysages et habitats de l'arc alpin» (PNR 48). Nous remercions Harald Schott et Frank Wiederkehr pour le soutien lors des recensements de la végétation, Niklaus Zimmermann pour les données bioclimatiques SIG mises à disposition ainsi que les agriculteurs des communes étudiées pour leurs autorisations de pouvoir travailler sur leurs prairies.

Bibliographie

- Bätzing W., 1994. Nachhaltige Naturnutzung im Alpenraum – Erfahrungen aus dem Agrarzeitalter als Grundlage einer nachhaltigen Alpen-Entwicklung in der Dienstleistungsgesellschaft.
Dans: Franz H. (éd.), *Gefährdung und Schutz der Alpen*. Wien, Österreichische Akademie der Wissenschaften. 15–51.
- Baur B., Ewald K.C., Freyer B. et Erhardt A., 1997. *Ökologischer Ausgleich und Biodiversität*. Basel, Birkhäuser Verlag AG.

- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Dietl W. et Jorquera M., 2003. Wiesen- und Alpenpflanzen – Erkennen an den Blättern, Freuen an den Blüten. Leopoldsdorf, Österreichischer Agrarverlag.
- Dufrêne M. et Legendre P., 1997. Species assemblances and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345–366.
- Hegg O., Feller U., Dähler W. et Scherrer C., 1992. Long term influence of fertilization in a Nardetum. *Vegetatio* 103, 151–158.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. et Wildi O., 2005. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps. (en préparation.)
- Klötzli F., Landolt E. et Zumbühl G., 1994. Veränderungen im Vegetationsbereich. Dans: Brugger E.A., Furrer G., Messerli B. et Messerli P. (éds.), *Umbruch im Berggebiet: die Entwicklung des schweizerischen Berggebietes zwischen Eigenständigkeit und Abhängigkeit aus ökonomischer und ökologischer Sicht*. Haupt, Bern.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wyler N. et Palese R., 2002. *Liste rouge des espèces menacées de Suisse: Fougères et plantes* Ed. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, Centre du réseau suisse de floristique, Chambésy, Conservatoire et jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. Serie OFEFP «L'environnement pratique». 118 pp.
- Peter M., Edwards P. et Lüscher A., 2005. Alterations in the vegetation of mountainous grassland over three decades – A case study in the Swiss Alps. (submitted).



10 Diversité biologique des prairies en compensation écologique – comparaison par paires

Eva Knop

Figure 1:
Le criquet des genévriers (*Chrysochraon brachyptera*) est une espèce typique des surfaces herbagères extensives. Dans cette étude, il fut exclusivement trouvé dans les *prairies extensives* en compensation écologique.

Dans le cadre de la compensation écologique, les *prairies extensives* devraient permettre le retour de la biodiversité dans les surfaces herbagères. Dans trois zones d'études spécifiques du Plateau, des recherches ont été entreprises pour vérifier la réalisation de ce but, à l'aide de quatre groupes d'indicateurs, soit les plantes vasculaires, les abeilles sauvages, les criquets et sauterelles, et les araignées. La diversité des quatre groupes d'indicateurs a été comparée entre les *prairies extensives* et les prairies intensives. Le nombre d'espèces de plantes vasculaires, d'abeilles, de criquets et sauterelles est significativement plus élevé dans les prairies en compensation écologique. Ceci prouve que les groupes d'indicateurs étudiés, à l'exception des araignées, sont favorisés par les surfaces de compensation écologique. Le nombre d'espèces des plantes vasculaires et des criquets et sauterelles diffère significativement selon les régions. Une évaluation selon les critères de l'Ordonnance sur la qualité écologique montre aussi de grandes différences régionales. La zone d'étude autrefois exploitée de la façon la plus intensive obtient de mauvais résultats, autant sur le plan du nombre d'espèces moyen qu'au regard de la qualité écologique. Afin d'obtenir une extensification efficace, il faut aussi considérer, en plus du mode d'exploitation, les facteurs régionaux comme l'historique de l'exploitation, l'hétérogénéité du paysage ou les réservoirs d'espèces.

Dans le cadre du projet européen «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY) (voir aussi le chapitre 11), le nombre d'espèces de quatre groupes d'indicateurs a été comparé entre les prairies en compensation écologique et les prairies conventionnelles. Les deux questions suivantes ont été étudiées sur un plan local: y a-t-il un plus grand nombre d'espèces dans les *prairies extensives* que dans les prairies intensives? Y a-t-il un effet de bordure (plus d'espèces dans les bords des prairies qu'au centre) dans les prairies étudiées? En plus des différences entre les modes d'exploitation, les différences régionales sont importantes: est-ce que l'augmentation du nombre d'espèces grâce aux *prairies extensives*, si elle est observée, est-elle la même dans toutes les régions étudiées? La qualité écologique des prairies étudiées correspond-elle dans les trois régions aux exigences de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE) de la même manière? Afin de pouvoir considérer l'effet du mode d'exploitation sur le nombre d'espèces indépendamment de l'effet régional, l'analyse a été effectuée à l'aide d'une comparaison entre paires. Des couples de prairies ont été choisis dans chaque région étudiée. Une des prairies était exploitée comme surface de compensation écologique (SCE), l'autre, par contre, était exploitée intensivement. Les deux prairies couplées ont été choisies à courte distance l'une de l'autre, afin de garantir des conditions

Eva Knop
Agroscope FAL
Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

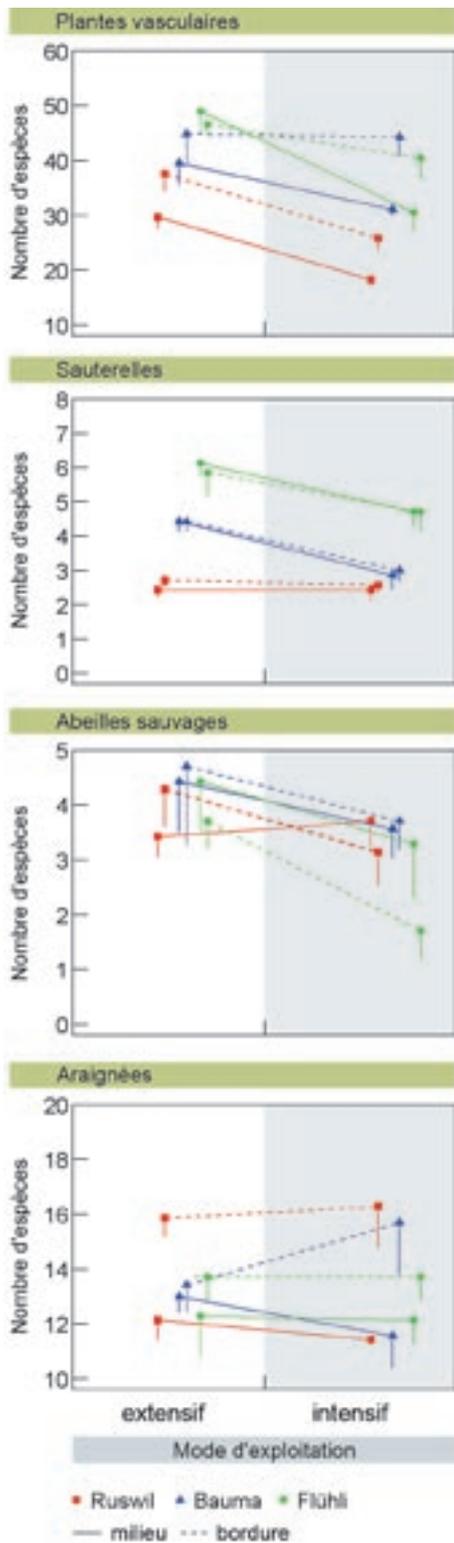


Figure 2:

Moyenne et erreur standard des nombres d'espèces de plantes vasculaires, de sauterelles, d'abeilles sauvages et d'araignées, réparties selon la zone étudiée (rouge = Ruswil/ Buttisholz, bleu = Bauma, vert = Flühli), selon les modes d'exploitation et la position des transects sur les prairies (n = 7 pour toutes les moyennes). Les lignes relient les valeurs moyennes des transects du milieu de la prairie (ligne pleine), et celles des transects de la bordure (ligne pointillée). Deux lignes se croisant représentent une interaction de l'analyse de variance, dont la signification peut être relevée dans le tableau 1.

abiotiques semblables. On peut donc admettre que les différences dans le nombre d'espèces des groupes d'indicateurs apparaissent principalement suite au mode d'exploitation.

Matériel et méthodes

Les trois zones d'étude sont Ruswil/Buttisholz (LU), Flühli (LU) et Bauma (ZH). Par zone d'étude, 7 paires de prairies ont été choisies. Chaque paire est composée d'une *prairie extensive* âgée d'au moins 4 ans et d'une prairie intensive. Trois des prairies SCE étudiées ont été, suite à un malentendu, exploitées comme *prairies peu intensives* et non pas comme *prairies extensives*. Deux transects linéaires d'une longueur de 100 m ont été définis pour chaque prairie, un le long de la bordure de la prairie et l'autre au milieu. Le nombre d'espèces des quatre groupes d'indicateurs a été estimée le long de chaque transect.

Les quatre groupes d'indicateurs sont les plantes vasculaires, les criquets et sauterelles, les abeilles sauvages et les araignées. La diversité des plantes vasculaires a été cartographiée sur 10 rectangles (5 x 1 m) le long de chaque transect. La diversité des abeilles fut estimée par chasse à vue et au parapluie japonais (battage) trois fois par transect (mai, juin et juillet/août). Les criquets et sauterelles ont été examinés de la même manière que les abeilles sauvages, mais une seule fois par transect (août). Les araignées ont été capturées à l'aide de quatre pièges Barber par prairie, deux pièges ont été posés au milieu de la prairie et deux en bordure. Les pièges ont été ouverts pendant 6 semaines en tout et ont été vidés chaque semaine. Un seul des deux pièges du milieu et de la bordure à été comptabilisé, l'autre servant de réserve. Toutes les données ont été récoltées durant l'été 2003.

Les données ont été analysées à l'aide d'une analyse de variance et testées sur les trois effets «mode d'exploitation» (prairie intensive ou extensive), «position» (bordure ou milieu de la prairie) et «région» (Bauma, Ruswil/Buttisholz ou Flühli).

Influence de l'exploitation extensive sur la biodiversité

On s'attendait pour tous les groupes d'indicateurs à un nombre d'espèces plus élevé dans les *prairies extensives*. Les résultats des plantes vasculaires, des abeilles sauvages, et des criquets et sauterelles confirment cet espoir, mais pas ceux des araignées (fig. 1). L'analyse de variance montre que l'effet «mode d'exploitation» est significatif pour les trois premiers groupes d'indicateurs (tab.1).

La forte sensibilité des groupes d'indicateurs à la fumure et au régime de fauche d'une prairie peut en partie expliquer le fait que de plus grands nombres d'espèces ont été trouvés dans les *prairies extensives*. De ce fait, l'influence de la fumure et du régime de fauche est brièvement expliquée ci-dessous.

Influence de la fumure

Il est reconnu que la diversité des espèces de tous les groupes d'indicateurs diminue dans les prairies intensivement fertilisées. Suite à une fumure intense, les plantes les plus compétitives évincent les plus faibles, ce qui mène à une association de plantes pauvre en espèces

Tableau 1. Résultats de l'analyse de variance avec laquelle les effets de la zone d'étude (Région), du mode d'exploitation (Expl.) et la position par rapport au bord de la prairie (Position) furent testés sur le nombre d'espèces.

Effet	DL	Plantes		Sauterelles		Abeilles		Araignées	
		Valeur F	Valeur p	Valeur F	Valeur p	Valeur F	Valeur p	Valeur F	Valeur p
Région	2	14,62	0,000	27,77	0,000	0,78	0,474	0,54	0,589
Paires (n = 21)	18								
Exploitation (Expl.)	1	25,15	0,000	41,16	0,000	8,48	0,009	0,00	0,973
Région x Expl.	2	2,14	0,147	9,08	0,002	1,55	0,239	0,04	0,957
Prairie (n = 42)	18								
Position	1	30,88	0,000	0,16	0,690	1,06	0,311	21,72	0,000
Région x Position	2	1,40	0,260	0,56	0,579	1,48	0,241	1,78	0,183
Expl. x Position	1	7,58	0,009	0,08	0,775	2,07	0,159	1,81	0,187
Région x Expl. x Position	2	1,32	0,280	0,13	0,878	0,83	0,444	0,93	0,405
Position (n = 84)	36								

DL: Degrés de liberté

(Rajaniemi 2002). En conséquence, la diversité des abeilles sauvages diminue aussi parce que leur base de nourriture manque (Westrich 1989, Gathmann *et al.* 1994). Avec la formation d'une association de plantes pauvre en espèces, la structure de la végétation et le microclimat proche du sol changent aussi. Ces deux facteurs sont les raisons principales du déclin de la diversité en espèces des criquets et sauterelles, et des araignées (Kajak 1981, Detzel 1998).

Influence du régime de fauche

Tous les groupes d'indicateurs ne réagissent pas de la même façon aux régimes de fauche. Certains profitent d'une coupe tardive dans les *prairies extensives*, pour d'autres, c'est la fréquence de la fauche qui est de grande importance. Beaucoup de plantes vasculaires profitent de la fauche tardive dans les *prairies extensives*, parce qu'elles peuvent ainsi répandre leurs graines. Une fauche tardive est aussi avantageuse pour les abeilles sauvages parce que les plantes en fleurs représentent leur nourriture de base (Westrich 1989).

Contrairement aux plantes et abeilles sauvages, un report de la fauche n'a aucun effet direct sur les criquets et sauterelles. Grâce à la mobilité de leurs larves, ils peuvent aussi survivre à une fauche avancée et se replier dans les prairies avoisinantes jusqu'à la repousse de la prairie (Detzel 1985). La fréquence et la technique de fauche sont plus déterminantes pour les criquets et sauterelles que le moment de la fauche (Oppermann et Krismann 2001). Une fauche tardive n'est également pas déterminante pour les araignées. En fait, des fauches nombreuses réduisent la diversité des araignées. La structure de la végétation ainsi que le microclimat sont détruits ou altérés à chaque fauche. Etant donné que les araignées sont fortement dépendantes de ces deux facteurs, une exploitation intensive entraîne une réduction des espèces (Bell *et al.* 2001). Même si la fauche est plus tardive dans les *prairies extensives* que dans les intensives, la fréquence de fauche dans les *prairies extensives* n'est pas limitée. Ce facteur pourrait expliquer pourquoi nous n'avons pas constaté de différences dans le nombre d'espèces d'araignées des différents types d'exploitation.

Effets de bordure dans les prairies

On s'attendait pour tous les groupes d'indicateurs à trouver plus d'espèces en bordure des prairies (respectivement qu'un effet de bordure soit présent). Les effets de bordure proviennent, entre autres, du fait que la flore et la faune d'un habitat riche en espèces se répandent

dans la prairie (Dennis et Fry 1992, Marshall et Moonen 2002). Une exploitation plus extensive en bordure des prairies peut aussi mener à une biodiversité plus riche.

Contrairement à nos attentes, nous n'avons trouvé des effets de bordure significatifs que pour les araignées et les plantes. Le nombre d'espèces de criquets et sauterelles, et d'abeilles sauvages ne varie pas à l'intérieur d'une prairie (fig. 1, tab. 1).

Influence régionale sur le nombre d'espèces

Pour les criquets et sauterelles, et les plantes vasculaires, dans les prairies étudiées, le nombre moyen d'espèces diffère entre les zones d'étude. A Ruswil/Buttisholz, de manière statistiquement significative, les nombres d'espèces de plantes, et de criquets et sauterelles (autant sur les *prairies extensives* que les intensives) sont les plus bas des trois zones (fig.1, tab. 1). De plus, la différence entre le mode d'exploitation intensif et extensif est significativement plus petite pour les criquets et sauterelles à Ruswil/Buttisholz que dans les autres régions d'étude. Ceci se manifeste dans l'analyse de variance par le fait que l'interaction entre la région et le mode d'exploitation est significative (tab.1).

En plus de leur diversité, la qualité biologique des prairies – évaluée selon l'OQE – montre aussi de fortes différences régionales. A Ruswil/Buttisholz, seuls 14 % des prairies SCE étudiées satisfont aux critères de l'OQE, à Bauma par contre 43 % et à Flühli même 86 %.

Ces résultats montrent qu'en plus du mode d'exploitation d'une prairie, des facteurs régionaux déterminent aussi la diversité locale. Parmi ces facteurs comptent, entre autres, le réservoir régional d'espèces (Partel *et al.* 1996), l'historique du mode d'exploitation de la région (Poschlod et Wallis de Vries 2002) et l'hétérogénéité du paysage (Benton *et al.* 2003). Ruswil/Buttisholz est la zone la plus basse en altitude et la plus plane des trois zones étudiées et fut probablement exploitée le plus intensivement dans le passé. De ce fait, l'extensification progresse beaucoup plus lentement à Ruswil/Buttisholz, vraisemblablement à cause de l'historique du mode d'exploitation. De plus, le réservoir régional en espèces manque certainement en partie dans cette zone d'étude, si bien que la diversité ne pourra s'améliorer à moyen terme qu'avec des mesures supplémentaires (chapitre 6.5).

Conclusions

Les résultats montrent que les SCE favorisent les groupes d'indicateurs étudiés (excepté les araignées). Par contre, les quantités d'espèces indicatrices dans les SCE sont encore insatisfaisantes. Cet état pourrait probablement être amélioré grâce à de nouvelles mesures concernant l'intensité de l'exploitation des *prairies extensives*. Non seulement le moment de la première fauche des *prairies extensives* doit être prescrit, mais également le nombre de fauches suivantes. De plus, une technique de fauche préservant la nature pourrait permettre à certaines espèces de survivre.

Du point de vue régional, autant le nombre moyen d'espèces des plantes vasculaires, et des criquets et sauterelles que la qualité biologique des prairies SCE diffèrent fortement. La région d'étude de Ruswil/Buttisholz, autrefois très intensivement exploitée, a toujours obtenu les plus mauvais résultats. De plus, Ruswil/Buttisholz est l'unique région étudiée dans laquelle le nombre d'espèces de criquets et sauterelles n'est pas plus élevé dans les prairies SCE. Afin d'obtenir une extensification efficace, en plus du seul mode d'exploitation, des facteurs régionaux doivent être considérés comme l'historique de l'exploitation, l'hétérogénéité du paysage ou le réservoir en espèces. Une priorité majeure doit aussi être accordée à la conservation des surfaces herbagères existantes riches en espèces, afin d'en garantir le rôle de réservoir.

Remerciements

Un cordial merci à Peter Duelli, Thomas Walter et Philippe Jeanneret pour leurs conseils concernant le relevé des données. Nous remercions également de tout cœur Fränzi Korner-Nievergelt pour son aide lors de l'analyse des données. Nous aimerions aussi remercier tous ceux qui ont aidé lors de la récolte des données. Un remerciement tout particulier va à Suzanne Dreier, Sabine Oertli, Andreas Müller, Stephan Bosshart et Xaver Heer. Nous remercions également tous les agriculteurs pour leur coopération. L'étude a été effectuée dans le cadre du projet de recherche «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY). EASY est financé par la Commission européenne (QLRT-2001-01495) et le Secrétariat d'état à l'éducation et à la recherche (01.0524-2).

Bibliographie

- Bell J.R., Wheeler C.P. et Cullen W.R., 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255, 377–387.
- Benton T.G., Vickery J.A. et Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182–188.
- Dennis P. et Fry G.L.A., 1992. Field margins – can they enhance natural enemy population-densities and general arthropod diversity on farmland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 40, 95–115.
- Detzel P., 1985. Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. *Veröffentlichung Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württembergs*, 345–360.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Gathmann A., Greiler H.J. et Tscharrntke T., 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields – succession and body-size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98, 8–14.
- Kajak A., 1981. Analysis of the effect of mineral fertilization on the meadow spider community. *Ekologia Polska-Polish Journal of Ecology* 29, 313–326.
- Marshall E.J.R. et Moonen A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89, 5–21.
- Oppermann R. et Krismann A., 2001. Naturverträgliche Mähetechnik und Populationsicherung. BfN-Skripten 54. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Singen.
- Partel M., Zobel M., Zobel K. et van der Maarel E., 1996. The species pool and its relation to species richness: Evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75, 111–117.
- Poschlod P. et Wallis De Vries M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361–376.
- Rajaniemi T.K., 2002. Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology* 90, 316–324.
- Westrich P., 1989. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Stuttgart.

11 L'approche SCE suisse dans le contexte européen

David Kleijn

Les surfaces de compensation écologique (SCE) peuvent être considérées comme une forme particulière des programmes agro-environnementaux mis en place dans l'Union européenne. Il est difficile d'évaluer l'efficacité de tels programmes et les études scientifiques sont rares. En Suisse, on dispose de plus d'informations que dans la plupart des autres pays européens. En moyenne, l'évaluation du programme suisse des SCE montre des résultats légèrement meilleurs que les évaluations disponibles dans les autres pays européens.

Origines

En 1992, une année avant le début de la réforme de la politique agricole suisse de 1993 et la première introduction des surfaces de compensation écologique (SCE), l'Union européenne a édité le règlement CEE 2078/92, qui sert de cadre à la mise en place des programmes agro-environnementaux dans les Etats membres de l'UE. Toutefois, plusieurs pays possédaient déjà des programmes agro-environnementaux avant la publication de ce règlement, certains dès 1972 (l'Autriche) et 1981 (Les Pays-Bas). Dans un petit nombre de pays, l'introduction des programmes agro-environnementaux a été accompagnée par des études sur l'impact de ces projets. Comparer les résultats de ces études avec celles réalisées en Suisse peut aider à interpréter et à comprendre l'importance des résultats du programme d'évaluation suisse. Le présent chapitre décrit brièvement le modèle des programmes agro-environnementaux européens et leurs différences par rapport au programme suisse. La nature des études d'évaluation réalisées dans l'UE est décrite, puis comparée avec celles effectuées en Suisse. Enfin, les principaux résultats des études évaluant l'efficacité des projets agro-environnementaux dans les pays européens sont comparés avec les résultats obtenus par le programme suisse.

Programmes agro-environnementaux dans l'UE

Le règlement CEE 2078/92 (intégré plus tard au règlement 1257/1999) permet d'octroyer une aide de l'UE (50-75% des coûts totaux) à des projets nationaux qui cherchent à encourager les formes d'agriculture respectueuses de l'environnement. Le type d'activités susceptibles de donner droit à des aides inclut les mesures qui tendent à (Buller *et al.* 2000):

- réduire l'utilisation de produits agrochimiques;
- promouvoir des formes de cultures plus extensives, y compris la conversion de terres arables en *prairies extensives*;
- réduire les effectifs de bétail;
- utiliser d'autres méthodes de production plus respectueuses de l'environnement, préserver les paysages ou préserver les espèces animales locales et menacées de disparition;
- assurer l'entretien des terres agricoles et des forêts à l'abandon;
- retirer certaines surfaces de la production pour au moins 20 ans, à des fins écologiques;
- aménager les espaces pour le public et les activités de loisirs.

Une aide peut également être accordée pour promouvoir la formation des agriculteurs en ce qui concerne les méthodes culturales ou forestières compatibles avec l'environnement ou encore pour des projets didactiques.

Les programmes environnementaux dans les différents pays consistent généralement en plusieurs projets qui ne portent que sur quelques-uns des objectifs mentionnés plus haut. Les Etats membres sont libres de ne lancer que les projets qu'ils considèrent comme impor-

David Kleijn,
Nature Conservation and Plant
Ecology Group,
Wageningen
University,
Bornsesteeg 69,
NL-6708 PD,
Wageningen

tants. Les programmes nationaux reflètent donc largement les principaux problèmes socio-économiques, écologiques, environnementaux liés à l'agriculture dans le pays, de même que la situation politique dudit pays. Dans certains pays, les programmes répondent à des objectifs précis (p. ex. réduction de la pollution agrochimique en Allemagne et au Danemark, abandon des terres agricoles en France), tandis que dans d'autres pays, les programmes répondent à des objectifs très variés.

La participation aux projets repose sur un engagement volontaire, mais une fois qu'un agriculteur est entré dans un programme, il doit en suivre les directives pendant toute la durée du contrat, soit une période de cinq ou six ans en général. A la fin de cette période, l'agriculteur est libre de décider s'il souhaite s'engager pour une nouvelle période ou non.

Les subventions agro-environnementales européennes ont pour but d'indemniser les paysans pour toutes les pertes de revenus qui pourraient incomber à leur participation aux programmes. En général, les pertes moyennes de revenus associées à l'application des directives d'un programme sont calculées au préalable. En théorie, ces programmes apportent un revenu alternatif plus qu'un revenu supplémentaire. Cependant dans plusieurs pays, les agriculteurs qui satisfont aux exigences minimales par rapport à l'environnement rentrent dans la catégorie de ceux qui ont droit aux subventions agro-environnementales de base. Dans les zones de culture extensives, les agriculteurs n'ont absolument pas besoin de modifier leur mode de culture ou seulement légèrement pour avoir droit aux subventions, ce qui explique que le taux de participation soit particulièrement élevé dans ces régions (Osterburg 2001).

Un certain nombre de projets, notamment ceux qui visent à préserver la biodiversité, ne sont pas ouverts à tous les agriculteurs du pays, comme c'est le cas en Suisse, mais seulement aux agriculteurs de certaines zones. Ces zones dites écologiquement sensibles (Environmentally Sensitive Areas, ESA) sont définies par les institutions environnementales parce qu'elles présentent un haut degré de biodiversité ou qu'elles sont très sensibles à la pollution agrochimique. De cette manière, les gouvernements nationaux choisissent de ne mettre en place des programmes que là où ils s'attendent à avoir le maximum de résultats.

Enfin, la plupart des programmes agro-environnementaux en Europe ont un point commun: leur but général est de préserver ou de promouvoir la diversité du paysage, la biodiversité ou encore les espèces ou groupes d'espèces spécifiques. Cependant, les buts ou les objectifs spécifiques poursuivis par les programmes sont rarement mentionnés (Anonymous 1998), d'où la difficulté d'évaluer objectivement l'effectivité de ces programmes. De ce point de vue, le programme suisse se distingue de manière positive puisqu'il affiche des objectifs spécifiques. D'ici 2005, la biodiversité naturelle devrait être améliorée, l'agro-biodiversité préservée, ou plus précisément les espèces en voie de disparition devraient présenter des populations stables ou en expansion (chapitre 1, Forni *et al.* 1999, Herzog *et al.* 2005).

Comparaison des impacts écologiques des programmes agro-environnementaux suisses et européens

En Suisse, on a procédé à une évaluation extensive de la richesse en espèces et de la composition de plusieurs groupes d'espèces sur les surfaces de compensation écologiques. Les résultats ont été résumés dans ce rapport et l'on peut parler d'un succès modéré, les SCE contribuant à préserver la biodiversité dans le paysage agricole suisse.

Un programme détaillé sur le long terme visant à évaluer les effets du programme agro-environnemental sur la biodiversité, tel que le programme d'évaluation suisse, n'existe dans aucun des pays européens, à l'exception du projet d'évaluation finlandais en cours «MYTVAS II». Dans la plupart des pays européens, les effets écologiques des programmes agro-environnementaux nationaux ne sont pas évalués du tout (Kleijn et Sutherland 2003). Au Portugal, en Allemagne et en Irlande, il existe un petit nombre d'études d'évaluation. Il n'y a qu'aux Pays-Bas et au Royaume-Uni que l'on dispose d'un grand nombre d'études

d'évaluation, qui représentent un effort d'échantillonnage comparable à celui consenti en Suisse. Cependant, dans ces pays, la plupart des études ont en commun le fait d'avoir été réalisées séparément, d'appliquer leur propre modèle et leurs propres méthodes pour la collecte et l'analyse des données, même lorsqu'elles ont été effectuées sur le même groupe d'espèces. C'est pourquoi il est impossible de procéder à une comparaison directe ou à une analyse intégrée des résultats des différentes études (p. ex. Wymenga *et al.* 1996). Par conséquent, il n'est pas possible de tirer des conclusions générales sur la qualité des communautés de la flore ou de la faune dans la sphère d'influence des programmes agro-environnementaux.

Admettre la qualité des SCE ne permet pas de conclure que la composition (plus diversifiée) des espèces puisse être portée à leur crédit. Les communautés animales ou végétales vivant sur les SCE peuvent par exemple avoir été diversifiées déjà avant le début du programme. Pour déterminer sans équivoque si la gestion des surfaces dans le cadre d'un programme agri-environnemental contribue ou non à la conservation ou à la promotion des espèces (menacées), il faut dans un premier temps savoir quelles sont les espèces vivant sur place à l'origine du programme, puis contrôler leur richesse et leur abondance dans les années qui suivent l'introduction du programme. Dans un second temps, il faut également savoir comment la richesse des espèces se serait développée sans la mise en place des programmes de manière à distinguer les effets du programme, des fluctuations dues au climat ou à d'autres facteurs sans rapport avec le programme. Dans un troisième temps, ces tendances relatives à la richesse ou à l'abondance des espèces devraient être étudiées dans plusieurs régions pour faciliter l'analyse statistique des données et apporter un certain degré de fiabilité aux résultats (Kleijn et Sutherland 2003). En l'absence de données de base ou de séries temporelles, la meilleure approche possible consiste à comparer des paires de parcelles similaires sur le plan des conditions environnementales, mais qui se distinguent uniquement par le fait qu'un programme y a été mis en place ou non (p. ex. Kleijn *et al.* 2001). Toutefois, cette méthode ne résout pas totalement le problème des différences systématiques entre les conditions initiales dans le programme et dans les parcelles témoins (cf. Willems *et al.* 2004).

Très peu d'études répondent à ces exigences, que ce soit en Suisse ou à l'étranger. Le tableau 1 compare les résultats des études suisses et européennes qui ont inclus des éléments de contrôle et soumis les données à une certaine forme d'analyse statistique. Le tableau 1 sug-

Tableau 1. Résultats qualitatifs d'études évaluant les effets des programmes agro-environnementaux sur les plantes, les oiseaux et les arthropodes en Suisse (5 études) et dans l'UE (46 études). Seules les études qui comprennent des éléments de contrôle et ont soumis les données à une analyse statistique sont incluses dans le tableau.

	Plantes	Oiseaux	Arthropodes	Total (%)
Suisse				
Résultats positifs	1	1	4	67
neutres	0	1	1	22
positifs et négatifs	0	1	0	11
négatifs	0	0	0	0
UE				
Résultats positifs	6	3	9	39
neutres	6	4	3	28
positifs et négatifs	0	8	3	24
négatifs	2	2	0	9

Données tirées de Kleijn et Sutherland (2003) et Knop *et al.* (chapitre 10)

gère que les programmes agro-environnementaux ont eu plus d'effets positifs en Suisse que dans les autres pays européens. Toutefois, ces résultats sont en partie dus au fort pourcentage d'études suisses sur les arthropodes, un groupe d'espèces qui est relativement facile à améliorer par les programmes agro-environnementaux (Kleijn et Sutherland 2003). Bien que l'objectif politique, à savoir stopper la disparition des espèces menacées et faire en sorte qu'elles se développent à nouveau (chapitre 1, tab. 1), n'ait pas été atteint, la comparaison internationale montre qu'en dehors de la Suisse, mis à part les espèces d'oiseaux, très peu d'espèces en voie de disparition ont été observées sur les terres agricoles participant à des programmes agro-environnementaux.

Conclusions

La biodiversité dans les terres agricoles participant à des programmes agro-environnementaux semble être légèrement plus élevée en Suisse que dans des habitats comparables dans le Nord-Ouest de l'Europe. Le programme suisse de contrôle de la biodiversité sur les terres participant à des programmes environnementaux est sans doute le plus élaboré en Europe. Il permet d'avoir un aperçu très clair de la biodiversité sur les SCE du Plateau suisse à l'heure actuelle. Une comparaison qualitative du petit nombre d'études aujourd'hui disponibles suggère que le programme suisse de SCE semble obtenir des résultats légèrement meilleurs que les programmes équivalents dans les pays de l'UE. Il existe un besoin urgent d'informations sur les mécanismes qui perturbent l'effectivité des programmes agro-environnementaux, notamment pour les oiseaux et les plantes. L'attitude des agriculteurs doit également être prise en compte (p. ex. Schmitzberger *et al.* 2005) ainsi que les facteurs régionaux. Enfin, les programmes qui tendent à promouvoir la biodiversité dans son ensemble, favoriseront toujours certaines espèces (groupes) par rapport à d'autres. Lorsqu'il s'agit d'améliorer la situation d'espèces spécifiques (groupes), ces programmes doivent être complétés par des mesures ciblées supplémentaires.

En 1999, le programme suisse des SCE a été intégré au mécanisme de conditionnalité («cross compliance»), qui exige non seulement des agriculteurs suisses de consacrer 7 % de leur surface aux SCE, mais aussi d'équilibrer le bilan des éléments nutritifs au niveau de leur exploitation, de satisfaire des exigences minimales en ce qui concerne la protection des sols et la rotation des cultures, etc. afin d'avoir droit au soutien financier du gouvernement. Un changement de politique similaire a lieu dans l'Union européenne en 2005, avec l'introduction de subventions agricoles individuelles associées à des conditions de conformité croisée qui exigent principalement l'application des bonnes pratiques agricoles.

Bibliographie

- Anonymous, 1998. State of application of regulation (EEC) n° 2078/92: evaluation of agri-environment programmes, VI/7655/98, 9.11.1998. Working document. European Community, Brussels, Belgium. Available from http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/text_en.pdf (accessed November 2002).
- Buller H., Wilson G.-A. et Höll A., 2000. Introduction: the emergence of Regulation 2078/92. Dans: Agri-environmental policy in the European Union. Ashgate, Aldershot, United Kingdom, 1–8.
- Forni D., Gujer H.-U., Nyffenegger L., Vogel S. et Gantner U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6(3), 107–110.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189–204.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. et Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kleijn D. et Sutherland W.-J., 2003. How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947–969.
- Osterburg B., 2001. Agri-environmental programs and the use of soil conservation measures in Germany. Dans: Sustaining the global farm. International Soil Conservation Organization/USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory/Purdue University, West Lafayette, 112–118.
- Schmitzberger I., Wrbka T., Steurer B., Aschenbrenner G., Peterseil J. et Zechmeister H.-G., 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 108(3), 274–290.
- Willems F., Breeuwer A., Foppen R., Teunissen W., Goedhart P., Schekkerman H., Kleijn D. et Berendse F., 2004. Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: effecten op weidevogeldichtheden. Rapport 2004/02 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Wageningen University and Research Centre.
- Wymenga E., Jalving R. et Ter Stege E., 1996. Vegetatie en weidevogels in relatienotagebieden in Nederland: een tussentijdse analyse van de natuurwetenschappelijke resultaten van beheersovereenkomsten in Nederlandse relatienotagebieden. LBL-publikatie 89, A&W-rapport 127. Altenburg and Wymenga, Veenwouden/ Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht.



Figure 1:
Les haies et les arbres isolés forment le paysage, alors que les prairies extensives et peu intensives sont moins riches en fleurs et contribuent ainsi moins au sentiment ressenti face à un paysage (Photo: Philippe Jeanneret).

12 Importance des surfaces de compensation écologique pour l'esthétique du paysage

Beatrice Schüpbach

L'«entretien du paysage rural» est une des tâches de l'agriculture fixée par la Loi. Le dédommagement financier en faveur des surfaces de compensation écologique permet de maintenir des éléments traditionnels du paysage et de favoriser de nouveaux éléments du paysage comme par exemple les jachères florales. L'entretien du paysage rural touche aussi au thème de la beauté de ce dernier. C'est la raison pour laquelle l'influence des surfaces de compensation écologique sur l'esthétique du paysage fut étudiée sur la base d'un questionnaire adressé à des experts et d'une analyse du paysage à l'aide du SIG. Les résultats montrent que cette influence est faible, mais statistiquement quantifiable. Les éléments du paysage traditionnels comme les haies et les vergers haute tige ont une plus forte influence sur l'esthétique du paysage que les prairies extensives et peu intensives.

L'«entretien du paysage rural» est un des buts fixés de l'agriculture selon l'article 1, alinéa c de la Loi fédérale sur l'agriculture. Une enquête UNIVOX donna comme résultat que la beauté d'un paysage est pour les Suissesses et les Suisses un critère important, voire très important pour le choix de la destination d'une excursion (Institut de recherche GfS 2002). Ceci justifie de prêter une attention spéciale à l'entretien du paysage et d'étudier l'influence des surfaces de compensation écologiques (SCE) sur l'esthétique du paysage (Schüpbach 2001).

Pour cette étude, le but assez général de «l'entretien du paysage» fut concrétisé. Sur le plan des éléments du paysage, les buts suivants furent définis:

- Conservation d'éléments traditionnels du paysage comme les vergers haute tige et les haies.
- Développement d'éléments paysagers riches en structure comme les jachères florales.
- Conservation et développement d'éléments du paysage proches de la nature comme les prairies extensives et les prairies à litière.

Une étude de l'effet des SCE sur l'esthétique du paysage nécessite une évaluation ou valorisation de l'image du paysage. Pour ce faire, il existe un grand nombre de méthodes qui se basent sur deux concepts fondamentalement différents. Il existe, d'une part, des méthodes et des estimations d'évaluation qui considèrent l'opinion du grand public (par ex. Bauer et al. 1979, Hunziker 2000) et qui se basent sur un grand nombre de techniques d'enquête (Atteslander 1995). D'autre part, il existe diverses méthodes d'évaluation destinées aux

Beatrice Schüpbach,
Agroscope FAL
Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

experts, qui se basent sur un catalogue de critères établi par des experts (par ex. Grosjean 1986, Hoisl *et al.* 1989, Perpeet 1992, vues d'ensemble des méthodes dans Schwan 1990, Schüpbach 2000). Les deux approches ont leurs avantages et inconvénients, la discussion sur ce sujet est documentée dans la littérature (par ex. chez Harfst 1980, Schöppner 1985, Schwan 1990). Un inconvénient essentiel de la méthode d'évaluation qui s'oriente au grand public consiste en l'énorme coût en temps et en travail pour l'exécution et la mise en valeur d'une enquête (représentative).

Les efforts furent légèrement réduits dans cette étude en estimant, indépendamment d'une image de paysage réelle, sur quels aspects de la perception du paysage, les SCE peuvent avoir une influence. Ceci fut réalisé sous la forme d'une enquête auprès d'experts, élaborée à l'aide de critères choisis parmi plusieurs méthodes d'évaluation existantes. Etant donné que l'enquête auprès des experts n'était pas exhaustive, elle fut complétée par une deuxième approche: les trois zones étudiées dans le cadre du projet d'évaluation – Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz – furent évaluées selon la méthode de Hoisl *et al.* (1989).

Matériel et méthodes

Enquête auprès des experts sur l'efficacité des SCE sur la perception du paysage

L'objectif de l'enquête auprès des experts était d'évaluer le sentiment éprouvé face à des SCE dans leur état actuel. Des critères d'appréciation furent réunis à partir des méthodes d'évaluation de Perpeet (1992), des travaux de Winkelbrandt et Peper (1989) ainsi que de Krause et Klöppel (1996). Dans un premier temps, certains critères parmi ceux proposés par Perpeet (1992) furent choisis. Ces derniers peuvent être interprétés indépendamment du paysage réel et l'on peut être certain que l'appréciation se rapporte aux SCE elles-mêmes ou à leur contraste par rapport au paysage environnant. Ces conditions sont surtout remplies par les critères jugeant les aspects saisonniers du paysage et par un critère se rapportant à l'effet sur la perception spatiale du paysage.

A partir des travaux de Winkelbrandt et Peper (1989) ainsi que des études de Krause et Klöppel (1996), qui ont été établis pour l'évaluation des effectifs d'arbres, les critères suivants furent choisis: diversité des couleurs (tronc, fleurs, fruits et coloris verts des feuilles), le contraste clair-obscur, la répartition spatiale des arbres ainsi que la structure des couches (hauteurs différentes) de la végétation. Krause et Klöppel (1996) différencient pour l'analyse de leurs critères entre le microniveau (distant de 0–100 m), le mésoniveau (100–500 m) et le macroniveau (plus de 500 m). Pour l'étude présentée ici, le microniveau (c.-à-d. dans quelle mesure chacune des SCE remplit les critères par elle-même) et le mésoniveau (c.-à-d. dans quelle mesure chacune des SCE se différencie par rapport aux critères de son entourage) furent différenciés. De plus, selon Winkelbrandt et Peper (1989), les évaluations des SCE furent considérées séparément pour chacune des quatre saisons. De cette façon, des aspects essentiels de la structure de la végétation de prairies et de jachères florales ainsi que leur diversité en couleur des fleurs purent être considérés.

Afin de faciliter l'interprétation, les critères furent résumés en deux groupes après l'analyse. Un des groupes de critères apprécie les différences de couleur et mesure la contribution à la perception d'un paysage proche de la nature, comparable au facteur de perception «proximité de la nature» de la méthode de Hoisl *et al.* (1989). Le deuxième groupe de critères apprécie la structure et l'organisation des éléments eux-mêmes ou l'organisation du paysage par les éléments à apprécier. Ces critères sont comparables au facteur de perception «diversité» de la méthode de Hoisl *et al.* (1989) et mesurent la contribution à la perception d'un paysage divers. Les critères sont répertoriés dans le tableau 1 et les évaluations d'une experte y sont inscrites sur l'exemple des *prairies extensives*.

L'évaluation à l'aide des critères répertoriés dans le tableau 1 fut effectuée par cinq expertes et un expert. Les objets d'évaluation étaient les types de SCE qui furent étudiés lors du

Tableau 1. Liste des critères utilisés dans l'évaluation de la contribution des SCE à la perception d'un paysage proche de la nature ou divers. Avec comme exemple les prairies extensives.

Les surfaces de compensation écologique se distinguent par:	Prairies extensives							
	Prairie en soi				Prairie par rapport aux environs			
	Saison				Saison			
	P	E	A	H	P	E	A	H
a) Proximité de la nature								
Couleurs de fleurs visibles	1	2	1	0	2	2	2	0
Fruits colorés présents	0	0	0	0	0	0	0	0
Diversité de couleurs par la coloration des feuilles	0	0	0	0	0	0	0	0
Différences visibles dans le vert (herbes, plantes ou feuillage)	1	2	2	1	1	1	1	1
Développement différemment avancé de la végétation	2	1	1	0	1	2	1	0
b) Diversité								
Structure de la couche de la végétation	2	1	1	0	1	2	1	0
Endroits ombragés et ensoleillés repérables (contraste clair-obscur)	0	0	0	0	0	0	0	0
Orientation sûre possible	0	0	0	0	0	1	0	0

P= Printemps, E= Été, A= Automne, H= Hiver

0: «aucune contribution», 1: «faible contribution», 2: «contribution moyenne», 3: «nette contribution»

projet d'évaluation. Il s'agit des *prairies extensives* et *peu intensives* (types 1 et 4), surfaces à litière (type 5), jachères florales (type 7a), vergers haute tige (type 8), haies et bosquets champêtres (type 10) ainsi qu'en plus des arbres isolés (type 9). Lors de l'analyse, une valeur de 0 à 3 par critère et par saison fut attribuée pour chacun des types cités ci-dessus, une valeur de 0 signifie «aucune contribution», 1 «contribution faible», 2 «contribution moyenne» et 3 «nette contribution». Les expertes et l'expert étaient ou des professionnels de l'esthétique du paysage et donc familiers avec la complexité du sujet et les théories respectives, ou chargés de la cartographie et l'évaluation des SCE et connaissaient donc bien leur apparence et leur qualité.

Evaluation de l'esthétique du paysage dans les trois zones d'étude selon la méthode de Hoisl *et al.* (1989)

Afin d'apprécier l'influence des SCE sur l'esthétique du paysage, le procédé du bilan préalable de l'esthétique du paysage de Hoisl *et al.* (1989) fut simplifiée. Ce procédé se base sur les trois facteurs de perception «diversité», «proximité de la nature» et «particularité». Une trame de 500 m x 500 m (25 ha) pour chaque zone d'étude fut définie comme unité d'évaluation. Ensuite, les facteurs de perception «diversité» et «proximité de la nature» furent calculés pour chaque carré de la trame. Ainsi, tous les éléments du paysage contribuant à la valeur des facteurs de perception furent considérés. Dans une deuxième étape, les deux facteurs de perception «diversité» et «proximité de la nature» furent calculés sans considération des SCE. Les valeurs des deux facteurs de perception résultant des deux manières de calcul furent comparées avec des tests statistiques. Sur cette base, on décida si, du point de vue de l'esthétique du paysage, on peut constater une différence entre un paysage avec et un sans SCE. Les bases de données proviennent des cartes digitales de l'utilisation du paysage de l'année 2000 des trois zones étudiées. Les détails pour le calcul des deux facteurs du sentiment éprouvé ont été décrits par Schüpbach (2001, 2003).

Méthodes statistiques

Afin d'étudier statistiquement si un paysage avec SCE se différencie d'un paysage sans SCE du point de vue de l'esthétique du paysage, les valeurs des deux facteurs «diversité» et

«proximité de la nature» furent analysées avec le test de U selon Mann-Whitney et le test de Wilcoxon pour échantillons appariés. Ces sont des tests non paramétriques devant démontrer des différences entre deux groupes. Le test de U selon Mann-Whitney compare les moyennes des rangs des deux groupes, tandis que le test de Wilcoxon considère les différences entre les diverses évaluations du même objet pour des échantillons appariés. Avec le U-Test selon Mann-Whitney, des différences (relativement claires) furent constatées entre les différents types de paysage (Schüpbach 2000). Le test de Wilcoxon fut délibérément inclus dans cette étude parce qu'avec ce test, des différences plus insignifiantes entre les résultats des évaluations peuvent être détectées qu'avec le test de U. Les analyses furent effectuées à l'aide du programme informatique «Statistica».

Effet des SCE sur la perception du paysage sur la base d'une enquête auprès d'experts

Les résultats de l'enquête auprès d'experts sur l'effet des SCE sur la perception du paysage furent analysés pour chaque élément de la compensation écologique. Pour ce faire, les résultats furent analysés séparément pour l'élément en soi et pour l'effet perçu de l'élément en comparaison avec son environnement. Pour les deux évaluations, les valeurs par élément furent premièrement calculées par expert sur les quatre saisons. Ensuite, les valeurs par critère furent calculées pour tous les experts.

Dans le tableau 2, les résultats de tous les types de SCE étudiées sont réunis, répartis selon leur contribution à la perception d'un paysage proche de la nature ou divers. De plus, les valeurs de chaque critère par élément furent additionnées autant pour l'élément même que pour l'effet de celui-ci en comparaison à l'environnement. Avec ce mode de calcul, chaque SCE peut atteindre au maximum 30 points pour la perception d'un paysage proche de la nature et au maximum 18 points pour la perception d'un paysage diversifié. Il est toutefois irréaliste de penser que chaque élément de la compensation écologique contribue de la même façon pour chacun des critères. Il est évident que les prairies en compensation écologique ne peuvent créer qu'un faible contraste clair-obscur et encore moins servir de point de repère dans l'espace comme par exemple une haie. De ce fait, elles n'apportent qu'une petite contribution à la perception d'un paysage divers.

Les valeurs additionnées furent ensuite attribuées aux catégories 0 (aucune contribution), 1 (faible contribution), 2 (contribution moyenne) et 3 (nette contribution). Dans leur état actuel, les *prairies extensives* (8,5 points), les *prairies peu intensives* (7,1 points) ainsi que les arbres isolés et les bosquets champêtres (9,8 points) apportent une moindre contribution au sentiment face à un paysage proche de la nature. Les couleurs des fleurs, les différents verts entre les plantes et les herbes ou le feuillage, ou les fruits colorés, furent estimés comme peu

Tableau 2. Contribution des différents éléments en compensation écologique à la perception du paysage.

Type de SCE	Somme des critères		Contribution au ressenti	
	Paysage proche de la nature	Paysage divers	Paysage proche de la nature	Paysage divers
<i>Prairie extensive</i>	8,5	1,6	1	0
<i>Prairie peu intensive</i>	7,1	1,4	1	0
Surface à litière	11,3	5,0	2	1
Jachère florale	11,6	6,0	2	1
Arbres isolés et bosquets	9,8	9,4	1	2
Haies	12,0	9,5	3	2
Vergers haute tige	10,8	11,4	2	3

0: «aucune contribution», 1: «faible contribution», 2: «contribution moyenne», 3: «nette contribution»

diversifiés. Grâce à leur grande diversité en espèces de plantes et à leur grande proportion de fleurs, les surfaces à litière (11,3 points) et les jachères florales (11,6 points) contribuent moyennement à la perception d'un paysage proche de la nature. La même appréciation vaut pour les vergers haute tige (10,8 points), où, les fleurs et les fruits jouent un rôle particulièrement grand. Finalement, les haies, avec 12 points, contribuent nettement à l'augmentation de l'attractivité de l'image du paysage. Les *prairies extensives* (1,6 points) et *peu intensives* (1,4 points) ne contribuent pas à la perception d'un paysage diversifié, ce qui, comme mentionné ci-dessus, est peu étonnant. Les surfaces à litière (5 points) et les jachères florales (6 points) contribuent, à cause de leur plus grande richesse en structures, faiblement à la perception d'un paysage diversifié. Les éléments tridimensionnels du paysage comme les arbres isolés et les bosquets champêtres (9,4 points) ainsi que les haies (9,5 points) contribuent moyennement à la perception d'un paysage diversifié. Avec 11,4 points, les vergers haute tige contribuent nettement à la perception d'un paysage diversifié.

Figure 2:
Les vergers haute tige en premier plan et les surfaces à litière en arrière plan enrichissent l'image du paysage (Photo: Beatrice Schüpbach).



Evaluation du paysage selon Hoisl et al. (1989)

Le U-Test selon Mann-Whitney ne donne aucune différence statistiquement significative entre les valeurs des facteurs de perception «diversité» ou «proximité de la nature» avec et sans SCE. La seule exception sont les haies inscrites, les arbres isolés et les vergers haute tige considérés dans leur ensemble, qui, à Ruswil/ Buttisholz, ont une influence significative sur la valeur du facteur de perception «diversité» ($p = 0,01$). D'ailleurs, les lisières de forêts et les haies non inscrites ont aussi une influence statistiquement significative sur l'esthétique du

paysage (voir tab. 3 et 4). En conséquence, les haies contribuent nettement à la valeur du facteur de perception «diversité», alors que les vergers haute tige y contribuent moyennement et les arbres isolés et bosquets champêtres faiblement (tab. 5).

Avec le test de t de Wilcoxon qui, détecte de très faibles différences, toutes les valeurs des facteurs de perception «diversité» et «proximité de la nature» avec SCE se différencient significativement des valeurs sans SCE. L'unique exception concerne les vergers haute tige de Nuvilly/Combremont-le-Grand, qui n'ont eu aucune influence sur le facteur de perception «proximité de la nature» (voir tab. 4).

Il y a, par conséquent, une différence statistique en ce qui concerne les valeurs des facteurs de perception «diversité» et «proximité de la nature» entre un paysage avec et un sans SCE. L'influence des SCE ou des groupes de SCE sur les divers facteurs de perception, et de ce fait sur l'image du paysage, est relativement faible, mais statistiquement significative. Les *prairies extensives* et *peu intensives* ainsi que les vergers haute tige apportent en conséquence une faible contribution à la hauteur de la valeur du facteur de perception «proximité de la nature», les jachères florales une contribution moyenne. La plus haute valeur des jachères florales peut s'expliquer par le fait que la valeur du facteur de perception «proximité de la nature» se différencie significativement de la valeur sans jachère florale, même si la surface des jachères florales est plus petite que celle de l'ensemble des *prairies extensives* et *peu intensives*.

Résumé des résultats et recommandations

L'influence des SCE sur l'esthétique du paysage fut déterminée à l'aide de deux méthodes différentes. Les résultats des évaluations faites à l'aide de l'enquête auprès des experts et

Tableau 3. Différences statistiques dans les trois zones étudiées entre les valeurs du facteur du sentiment «diversité» avec et sans éléments individuels de la compensation écologique.

Élément du paysage	Signifiante selon Mann-Whitney		Signifiante selon Wilcoxon	
	Oui	Non	Oui	Non
Haies (SCE)		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Vergers haute tige (SCE)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co
Haies, arbres isolés et vergers haute tige (tous SCE)	Ru/Bu	Nu/Co	Nu/Co, Ru/Bu	
Lisières de forêts	Ru/Bu		Ru/Bu	
Haies	Ra, Nu/Co, Ru/Bu		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

Tableau 4. Différences statistiques dans les trois zones étudiées entre les valeurs du facteur du sentiment «proximité de la nature» avec et sans éléments individuels de la compensation écologique.

Élément du paysage	Signifiante selon Mann-Whitney		Signifiante selon Wilcoxon	
	Oui	Non	Oui	Non
Prairies en compensation écologique		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Vergers haute tige (SCE)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

Tableau 5. Contribution des SCE à l'image du paysage.

Type de SCE	Résultats des évaluations des spécialistes		Evaluation selon Hoisl et al. (1989)		Total
	Contribution à un sentiment face à un paysage proche de la nature	Contribution à un sentiment face à un paysage diversifié	Contribution au facteur du sentiment «proximité de la nature»	Contribution au facteur du sentiment «diversité»	
<i>Prairie extensive</i>	1	0	1	0	0,5
<i>Prairie peu intensive</i>	1	0	1	0	0,5
Surface à litière	2	1	Non calculé	Non calculé	(1,5)
Jachère florale	2	1	2	0	1,25
Arbres isolés et bosquets champêtres	1	2	0	1	1
Haies	3	2	0	3	2
Vergers haute tige	2	3	1	2	2

0: «aucune contribution», 1: «faible contribution», 2: «contribution moyenne», 3: «nette contribution»

ceux de l'évaluation des effets des SCE sur l'image du paysage avec la méthode de Hoisl et al. (1989) sont représentés dans le tableau 5. Une valeur totale en fut déduite.

L'influence des SCE sur l'esthétique du paysage est en général faible, mais elle est quantifiable sur le plan scientifique – statistique. Un paysage avec des SCE est plus beau qu'un paysage sans ces éléments. Il y a des différences graduelles entre les divers types de SCE. Les *prairies extensives* et *peu intensives* apportent, dans leur état actuel, la plus petite contribution à la perception d'un paysage proche de la nature et divers. Etant donné qu'elles ne se différencient souvent que peu des prairies intensives «habituelles», elles ne peuvent que peu enrichir l'esthétique du paysage avec leur couleur, leur structure ou leur diversité. En

milieu de classement se situent les surfaces à litière, les jachères florales et les arbres isolés/bosquets champêtres, bien que le résultat des surfaces à litière soit légèrement faussé par le manque de données de base dans les trois zones d'étude. Les jachères florales et les surfaces à litière se différencient des *prairies extensives* et *peu intensives* par une végétation plus structurée et plus riche en couleurs contribuant aussi à la diversité du paysage. De leur côté, les arbres isolés contribuent particulièrement à la diversité et à la structure du paysage. En tenant compte de leur petite quantité, les jachères florales ont une influence encore plus forte que les *prairies extensives*. Finalement, les haies et les vergers haute tige ont effet le plus fort sur l'image du paysage et influencent autant la proximité à la nature que la diversité.

La conservation des haies et des vergers haute tige (encore) existants est une condition inéluctable pour une image du paysage attractive. L'effet positif des SCE sur l'esthétique du paysage peut être renforcé grâce au développement des jachères florales ainsi que celui de la diversité en couleurs et en structure des *prairies extensives* et *peu intensives*. Il est à espérer que cela soit favorisé par l'Ordonnance sur la qualité écologique.

Bibliographie

- Atteslander P., 1995. Methoden der empirischen Sozialforschung. 8. bearb. Auflage. Walter de Gruyter, Berlin, New York.
- Bauer F., Franke J. et Gätschenberger K., 1979. Zur Messung der Erlebniswirkung von Landschaften. Natur und Landschaft, Jg. 54, 1979, Heft 7/8.
- GfS-Forschungsinstitut, 2002. UNIVOX-Zusatzfragen für das BUWAL. Wirtschaftsforschung und Sozialmarketing, Zürich, Februar 2002.
- Grosjean G., 1986. Ästhetische Bewertung ländlicher Räume am Beispiel von Grindelwald. Geographisches Institut der Universität Bern, Geographica Bernensia. 13 pp.
- Harfst W., 1980. Zur Gültigkeit von Erholungsbewertungsmethoden. Dissertation an der Fakultät für Gartenbau und Landeskultur der Universität Hannover.
- Hoisl R., Nohl W., Zerkon S. et Zöllner G., 1989. Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung; Materialien zur Flurbereinigung – Heft 11, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- Hunziker M., 2000. Einstellung der Bevölkerung zu möglichen Landschaftsentwicklungen in den Alpen. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Krause C.-L. et Klöppel D., 1996. Landschaftsbild und Eingriffsregelung. Hinweise zur Berücksichtigung von Landschaftsbildelementen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg 1996.
- Perpeet M., 1992. Landschaftserlebnis und Landschaftsgestaltung. Schriftenreihe des Institutes für Landespflege der Universität Freiburg i. Br., Heft 19.
- Schöppner A., 1985. Methoden zur Bewertung der Landschaft für Freizeit und Erholung – Überblick und kritische Beurteilung; Natur und Landschaft, 60. Jg. (1985), Heft 1; Verlag W. Kohlhammer, 16–19.
- Schüpbach B., 2000. Ein Vergleich zwischen landschaftsästhetischer Bewertung und ökologischer Bewertung. Dargestellt am Beispiel von vier Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland. Verlag Peter Lang, Bern.
- Schüpbach B., 2001. Beitrag zur Effizienzanalyse der FAT: Der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild. Interner Bericht. 20 pp.
- Schüpbach B., 2003. Methods for Indicators to Assess Landscape Aesthetics. Dans: NIJOS Norwegian Institute of Land Inventory (éd.), Agricultural impacts on landscapes: developing indicators for policy analysis. NIJOS rapport 7/03, 277–287.
- Schwan C., 1990. Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem; Beiträge zur räumlichen Planung, Heft 28, Schriftenreihe des Fachbereichs Landespflege, Hannover.
- Winkelbrandt A. et Peper H., 1989. Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen am Beispiel von Retentionsmassnahmen im Raum Breisach. Natur und Landschaft, Jg 64, 1989, Heft 7/8.
- Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich



13 Influence des surfaces de compensation écologique sur la biodiversité et le paysage

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Simon Birrer, Serge Buholzer, Jacques Derron, Suzanne Dreier, Peter Duelli, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Otto Holzgang, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop, Lukas Kohli, Henryk Luka, Sarah Pearson, Lukas Pfiffner, Stéfano Pozzi, Olivier Roux, Beatrice Schüpbach et Martin Spiess

Nous interprétons l'influence des surfaces de compensation écologiques (SCE) sur la biodiversité comme étant modérément positive. Comparées à des surfaces intensives, on trouve une plus grande diversité d'espèces dans les SCE. Par ce biais, la compensation écologique contribue de façon mesurable à la conservation de la diversité des espèces dans le paysage agricole. Pourtant la diversité des espèces est, d'un point de vue général, toujours à un niveau bas. De plus, uniquement un petit pourcentage des SCE remplit les critères de l'Ordonnance sur la qualité écologique et seulement peu d'espèces de la Liste rouge profitent de la compensation écologique. Les incitations doivent, dans le futur, viser d'avantage une amélioration de la qualité écologique des SCE et la mise en réseau de celles-ci avec des surfaces riches en espèces. Pour préserver et promouvoir le développement d'espèces menacées de disparition, des mesures supplémentaires comme la création d'habitats répondant à leurs exigences doivent être prises.

L'Office fédéral de l'agriculture et la Confédération ont formulé des objectifs qui doivent être atteints en 2005 (Feuille fédérale 2002) grâce à des mesures écologiques, respectivement des prestations écologiques requises (PER, Conseil fédéral 1998), (OFEFP 1998a, OFAG 1999). Les objectifs sont résumés dans l'introduction (chapitre 1, tab. 1).

Réalisation des objectifs concernant les surfaces (quantité)

L'objectif (Feuille fédérale 2002) de cultiver 10 % (108'000 ha) de la surface agricole utile (SAU) comme surfaces de compensation (SCE) jusqu'en 2005 sera atteint. En 2003, il exis-

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Serge Buholzer, Suzanne Dreier, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop et Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

Simon Birrer, Otto Holzgang, Lukas Kohli et Martin Spiess, Station ornithologique Suisse, CH-6204 Sempach

Jacques Derron et Stéfano Pozzi, Agroscope RAC Changins, Route de Duillier, CH-1260 Nyon 1

Peter Duelli, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

Henryk Luka et Lukas Pfiffner, Institut de recherche de l'agriculture biologique, Ackerstrasse, CH-5070 Frick

Sarah Pearson, Service Romand de Vulgarisation Agricole, Avenue des Jordils 1, CH-1006 Lausanne

Olivier Roux, Office fédéral de l'agriculture, Mattenhofstr. 5, CH-3003 Berne

tait 116'000 ha de SCE, composés à 90 % de plusieurs types de prairies et pâturages (chapitre 3, tab. 3). Par contre, l'objectif d'atteindre, en plaine, 65'000 ha de SCE (Feuille fédérale 2002) ne sera, de peu, pas réalisé. Il y avait, en 2003, 57'000 ha de SCE (chapitre 3, tab. 5) et presque aucune augmentation n'a été constatée au cours des années précédentes (chapitre 3, fig. 3).

SCE de bonne qualité en plaine

En plaine, 65'000 ha de SCE de bonne qualité doivent être atteints à court terme (OFEFP 1998a). La qualité écologique des habitats doit être jugée à l'aide de critères d'évaluation. Pour ce faire, il existe diverses possibilités (par ex. Kowarik 1999), et des critères d'évaluation plus ou moins rigoureux peuvent être appliqués. En ce qui concerne notre étude, ce sont les critères de l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE, Conseil fédéral 2001) qui servent de référence. Les critères de qualité floristique et structurelle de l'OQE sont résumés dans le tableau 1. Dans les chapitres 5.1 à 5.3, nous avons réalisé les évaluations correspondantes pour les SCE (prairies, haies et vergers haute tige) (tab. 2a). Il n'existe aucun critère selon l'OQE pour les autres types de SCE. Mais sur la base des expériences réalisées lors d'études sur des pâturages extensifs (SCE de type 2), nous estimons que, comme pour les prairies SCE, environ 20 % de ce type de SCE sont de bonne qualité. Sur la base des résultats des chapitres 5.4, 6 et 7 et des exigences de l'article 42 de l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD, Conseil fédéral 1998), nous considérons les jachères florales comme écologiquement riches à 100 %. En outre, nous avons pris en considération les près de 1'700 ha de SCE contribuant dans le cadre de projets de l'OQE à la mise en réseau (OFAG 2004). On peut alors estimer qu'il y a, en plaine, 20'000 ha de SCE de bonne qualité. Ceci correspond à peine à 3 % de la SAU. D'autres types de SCE, n'ayant presque aucun poids du point de vue de leur surface (en tout 2'618 ha en plaine), ne sont pas intégrés dans cette évaluation, même si une part d'entre eux peut également montrer une haute qualité écologique.

Tableau 1. Critères de l'Ordonnance sur la qualité écologique (Conseil fédéral 2001) pour l'appréciation de la qualité de surfaces de compensation écologique (SCE).

Type de SCE	Critères de qualité ¹⁾
Prairies extensives (type 1), prairies peu intensives (type 4), surfaces à litière (type 5)	Présence d'au moins 6 espèces de plantes indicatrices; la surface doit former un ensemble cohérent, au maximum 50 % de la surface recouverte d'arbres et de buissons.
Haies, bosquets champêtres et berges boisées (type 10)	Largeur de la haie d'au moins 2 m, bande herbeuse selon l'OPD d'une largeur d'au moins 3 m sur les deux côtés, exclusivement espèces indigènes d'arbres et de buissons avec en moyenne au moins 5 espèces différentes indigènes par 10 m courants, dont au minimum 20 % de buissons épineux ou au moins un arbre caractéristique du paysage rural (circonférence d'au moins 170 cm à 1,5 m du sol) par 30 m courants.
Vergers haute tige (type 8)	Au moins 10 arbres fruitiers haute tige sur 0.2 ha, densité entre 30 et 100 arbres/ha, combiné avec une autre SCE; soit au pied des arbres, soit à une distance écologiquement appropriée (en général 50 m); dimension minimale de la surface corrélée: 0,5 ares par arbre.

¹⁾ Dispositions techniques détaillées: <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00330/>

Pour le moment, nous sommes donc encore loin de l'objectif fixé. Mais les premières indications montrent que la réalisation des objectifs sera améliorée grâce aux incitations de l'OQE (Peter et Walter 2001, Kohli *et al.* 2004). Pourtant, même si la tendance devait se maintenir, il ne faut pas s'attendre à ce que nous ayons 65'000 ha de SCE de bonne qualité «dans un proche avenir». Dans ce dessein, des mesures au développement supplémentaires de la qualité des SCE seraient nécessaires. Il faut, par contre, aussi considérer qu'à l'intérieur du Plateau, il y a d'importantes différences régionales. Dans la région biogéographique du

Tableau 2. Proportion des surfaces de compensation écologique (SCE) de bonne qualité en plaine (situation en 2003).

Type de SCE	Surface en zone de grandes cultures et de collines en 2003		
	au total ¹⁾		dont de haute qualité ⁴⁾
a) Evaluation selon l'OQE, estimations selon les chapitres 5.1 – 5.3			
<i>Prairies extensives</i> (type 1)	30'316 ha	29 %	8'800 ha
<i>Prairies peu intensives</i> (type 4)	11'739 ha	11 %	1'300 ha
Surfaces à litière (type 5)	2'482 ha	82 %	2'000 ha
Vergers haute tige (type 8)	18'250 ha ²⁾	12 %	2'200 ha
Haies (type 10)	1'778 ha	44 %	800 ha
b) Autres estimation (se référer au texte)			
Pâturages extensifs (type 2)	5'398 ha	20 %	1'000 ha
Jachères florales (type 7a)	2'408 ha	100 %	2'400 ha
c) Surfaces avec une fonction de réseau selon l'OQE ³⁾			1'700 ha
Total			20'200 ha

¹⁾ Chapitre 3, tab. 5

²⁾ Estimé à partir du nombre de vergers haute tige (de type 8) en admettant qu'un arbre correspond à 100 m²

³⁾ SCE ayant reçu en 2003 des contributions pour leur rôle d'élément du réseau, mais pas pour leur qualité biologique (OFAG 2004, tab. 35)

⁴⁾ Valeurs arrondies

«Bassin lémanique et rhénan», la qualité des SCE est en général plus élevée que sur le reste du Plateau. Leur qualité en zone des collines est aussi généralement plus élevée qu'en zone de grandes cultures et intermédiaire (chapitres 5.1 à 5.3).

Maintien et développement de la diversité des espèces

Il est difficile d'apprécier si la diversité indigène et naturelle des espèces est conservée et développée par la compensation écologique (OFEFP 1998a, OFAG 1999). En effet, il existe une marge d'appréciation en ce qui concerne la compréhension des termes «conservation» et «développement». A ceci s'ajoute que le temps d'observation est trop court pour la majorité des SCE (par ex. prairies, haies et vergers haute tige) pour pouvoir faire des affirmations statistiquement sûres sur le développement de la biodiversité. La situation de départ (d'avant l'introduction des mesures écologiques) n'est connue que ponctuellement (Weggler et Widmer 2000, Peter et Walter 2001). Quand les premiers relevés du projet d'évaluation ont été effectués en 1997, 85'000 ha étaient déjà annoncées comme SCE.

Les relevés effectués entre temps et maintenus jusqu'en 2004 sur les SCE et les surfaces de contrôle permettent tout de même une appréciation de la situation, pour commencer sans considération des espèces menacées de la *Liste rouge* (prochaine section). Ceci fut possible grâce à l'étude de plusieurs indicateurs de la biodiversité présentant des exigences variées et diverses manières de réagir (chapitre 1, tab. 2).

■ Dans les zones d'étude où nous avons comparé la biodiversité des SCE avec celle des surfaces intensives (chapitres 6.1–6.5, 9, 10), le nombre d'espèces de certains indicateurs de la biodiversité (végétation, arthropodes) est plus élevé dans les SCE que dans les surfaces de comparaison (par ex. chapitre 10, fig. 1). En particulier, des espèces exigeantes (espèces spécialistes) sont plus fréquentes (chapitres 6.2–6.4, chaque fois tab. 2). Les SCE influencent la répartition des territoires des oiseaux et exercent une influence positive sur les effectifs des espèces les plus fréquentes. Les grandes SCE de bonne qualité, ne joux-

tant pas de surfaces construites, sont plus souvent occupées par des oiseaux typiques des vergers haute tige et des haies que les habitats correspondants, mais non annoncés comme SCE. La densité des oiseaux réunis dans le groupe «indicateurs du paysage» augmente avec la proportion croissante de SCE (chapitre 7, tab. 2). Dans la zone de grandes cultures, les lièvres sont plus nombreux, si plus de SCE sont présentes (chapitre 8).

- Les assemblages d'espèces d'arthropodes dans les SCE et les surfaces de référence sont nettement différents et statistiquement significatifs (par ex. chapitre 6.2, fig. 4; 6.3, fig. 3). De ce fait, les SCE contribuent à la biodiversité régionale.
- En zone de montagne, les surfaces écologiques se trouvent fréquemment à une plus haute altitude et sur des surfaces plus en pente que les prairies intensives. Elles contiennent, statistiquement, nettement plus d'espèces de plantes que les surfaces de comparaison (chapitre 9, fig. 2). Les surfaces de compensation écologique contribuent, en zone de montagne, à la continuation de l'exploitation extensive de certaines prairies de montagne qui, sinon, s'embroussilleraient probablement.
- En ce qui concerne les types de SCE qui sont nouvellement semées ou plantées (particulièrement les jachères et prairies sur terres assolées), nous pouvons admettre qu'elles augmentent la biodiversité. Mais, du point de vue de la surface, elles jouent un rôle secondaire. Nous soupçonnons que, les autres types (particulièrement les surfaces à litière et les prairies extensives et peu intensives), présentait déjà en partie une biodiversité élevée avant l'exploitation comme SCE en certains endroits. Mais ces endroits ont probablement été préservés d'une intensification grâce leur incorporation aux SCE ou aux zones de protection de la nature.

Dans l'ensemble, nous pouvons conclure que la mise en place des SCE contribue, de manière mesurable, à la conservation de la diversité des espèces et qu'elles ont au moins aidé à freiner le déclin des espèces sauvages dans le paysage agraire constaté au cours de la 2^{ème} moitié du 20^{ème} siècle (par ex. Günter *et al.* 2002). Nous n'avons pu constater de développement de la biodiversité que ponctuellement (particulièrement dans les éléments écologiques nouvellement installés). Des études à plus long terme sont nécessaires pour pouvoir, juger par exemple, du développement des prairies. Toutefois, le projet RBA (chapitre 6.6), démarré en 2000 et au cours duquel la diversité locale en insectes et araignées est comparée sur les mêmes 15 surfaces agricoles du Plateau, montre que, en comparaison avec les forêts et les surfaces non cultivées («nature sauvage»), la biodiversité du paysage agricole se développe de façon plutôt positive. Si à moyen terme, cette tendance positive, se confirme statistiquement, particulièrement par rapport aux surfaces non exploitées, elle peut alors être interprétée comme conséquence d'une exploitation de plus en plus écologique du paysage agricole.

Aucune autre perte d'espèces (*Liste rouge*), rétablissement d'espèces menacées

L'introduction des SCE était clairement liée à l'espoir de contribuer à la protection des espèces (OFAG 1999). Par comparaison aux autres objectifs, c'est un but ambitieux. Dans les programmes agri-environnementaux des pays de l'UE voisins, le rétablissement d'espèces menacées n'est, en règle générale, pas un objectif clairement explicité (chapitre 11). Sur les surfaces écologiques, nous n'avons trouvé, dans le fond, que peu d'espèces végétales et animales des *Listes rouges*. De façon générale, des espèces menacées ne se sont trouvées que sur une petite partie des SCE. Les surfaces à litière représentent ici la seule exception. Parmi les 16 espèces menacées d'oiseaux nicheurs et considérées comme indicateurs, seuls trois d'entre elles montrent une augmentation statistiquement significative. Mais, les effectifs de la plupart des oiseaux menacés continuent de baisser (chapitre 7, tab. 1). Des espèces menacées d'arthropodes n'ont été également que rarement observés.

Toutefois, quelques succès notoires ont pu être observés. Ainsi la grisette, un papillon diurne fortement menacé est redevenue plus fréquente. L'espèce semble avoir surtout profité des jachères florales (chapitre 6.4). Dans les études de cas, nous avons pu montrer que des criquets et sauterelles rares ont augmenté dans les SCE si ces dernières se trouvaient à proximité de réserves naturelles (chapitre 6.5). Le nombre faible de SCE avec des espèces menacées peut s'expliquer, en partie, par le fait qu'il existe, sur le Plateau, trop peu de populations restantes et d'habitats de grande valeur. En outre, les habitats restants ne sont pas assez bien reliés aux SCE.

Contrairement aux espèces animales et végétales déjà menacées de disparition, le nombre d'espèces considérées comme potentiellement menacées est plus élevé dans les surfaces écologiques. Nous avons, par exemple, trouvé des espèces de plantes potentiellement menacées dans plus de 20 % des *prairies extensives* (de type 1) du Plateau. Ces espèces seraient mises sous forte pression si les prairies étaient exploitées intensivement ou si elles s'embroussaillaient.

La compensation écologique n'apporte qu'une petite contribution à la protection et au rétablissement d'espèces animales et végétales actuellement menacées. Mais les SCE favorisent des espèces non menacées dans le paysage agricole et protègent des espèces potentiellement menacées de se raréfier à tel point qu'elles doivent être enregistrées sur la *Liste rouge*.

Contribution des différents types de surfaces écologiques

Parmi les 17 divers types de SCE, nous avons étudié les 6 plus importants (ayant droit aux contributions, du point de vue de la surface). En tout, elles correspondent à 82 % de la surface totale en SCE. A ceci s'ajoutent les vergers haute tige, qui ne sont pas annoncés comme surface, mais comme arbre individuel.

La figure 1 illustre la contribution des divers habitats à la biodiversité régionale dans trois zones d'étude de cas. Malgré le fait que les surfaces écologiques font au maximum 20 % de la SAU des zones étudiées, elles contribuent de 50 à 80 % à la diversité générale des plantes et des groupes d'arthropodes étudiés. De nouvelles espèces s'ajoutent avec chaque type de SCE. Une comparaison des différents types de SCE entre eux n'a aucun sens, parce que, pour conserver la diversité des espèces dans le paysage agricole, la diversité des différents habitats est aussi nécessaire. Ce serait un parallogisme de se concentrer dans le futur, pour des raisons économiques, sur les types de SCE qui sont déjà considérés, en partie, comme de bonne qualité. Au contraire, une large palette de diverses SCE de bonne qualité est nécessaire ainsi qu'une mise en réseau des habitats orientée sur des espèces cibles et emblématiques, comme ambitionnée par l'OQE.

Prairies extensives (type 1) et peu intensives (type 4)

La surface totale de ces deux types de SCE est de 84'000 ha. Ce sont 72 % de toute la surface des SCE ou 8 % de la SAU en Suisse (chapitre 3, tab. 3). Les *prairies extensives* (type 1) sont un peu mieux représentées (49'000 ha, dont 30'000 ha sur le Plateau) et leur évaluation donne de meilleurs résultats que les *prairies peu intensives* (type 4, 35'000 ha, dont 12'000 ha sur le Plateau). Une plus grande partie des *prairies extensives* du Plateau héberge des espèces menacées (7 %) et satisfont aux critères de qualité de l'OQE (29 %). En ce qui concerne les *prairies peu intensives*, ce sont 3 %, respectivement 11 % (chapitre 5.1). Sur la moyenne, 20 % des deux types de SCE remplissent les critères de qualité de l'OQE. Les nombres d'espèces de papillons diurnes, d'araignées, de carabes, d'abeilles et de criquets et sauterelles recensés dans les trois régions étudiées se trouvent aussi en dessous du niveau pouvant être observé dans des prairies grasses de bonne qualité (chapitres 6, 10). Les espèces d'arthropodes recherchant les endroits secs et chauds, typiques des prairies grasses traditionnelles et de grand intérêt pour la protection de la biodiversité, ne trouvent

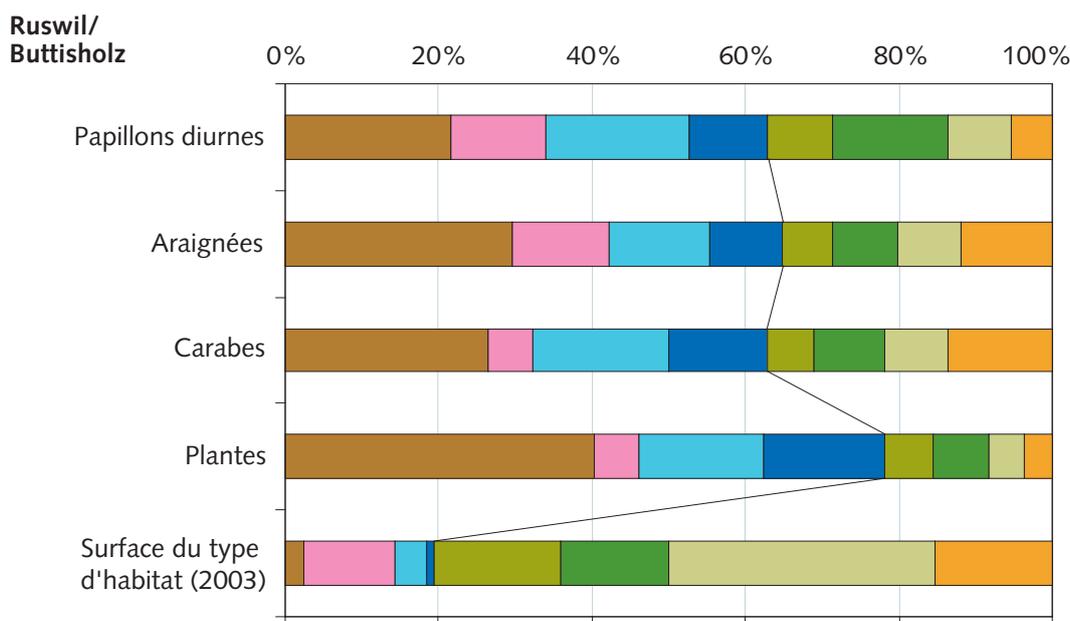
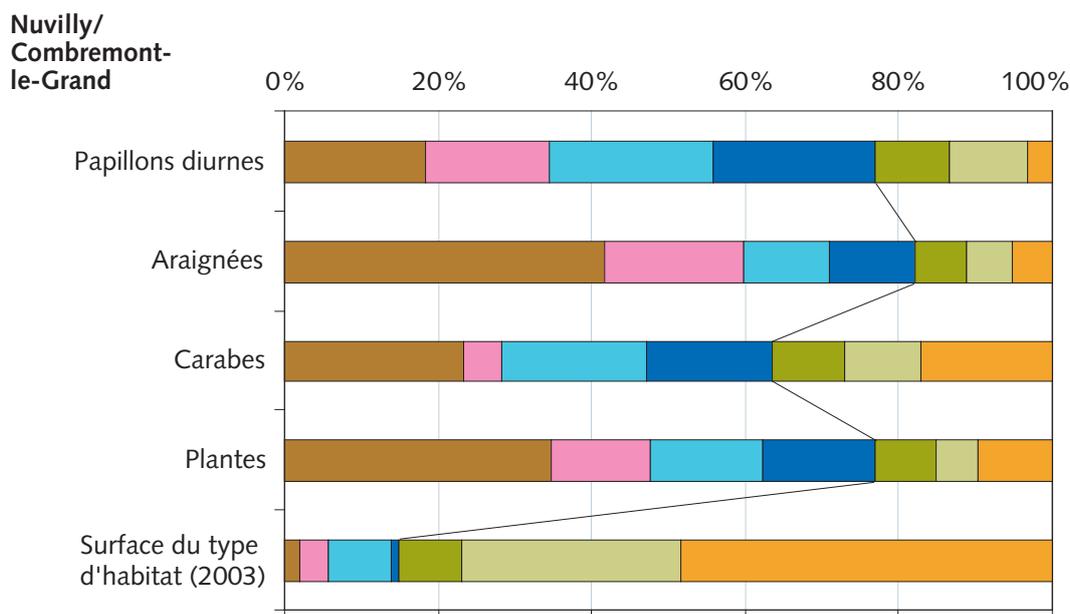
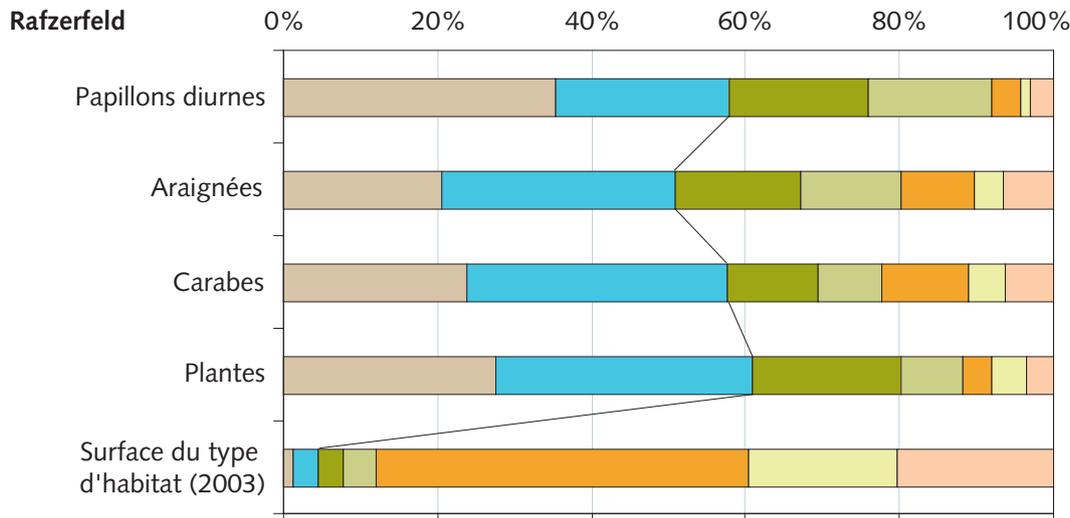
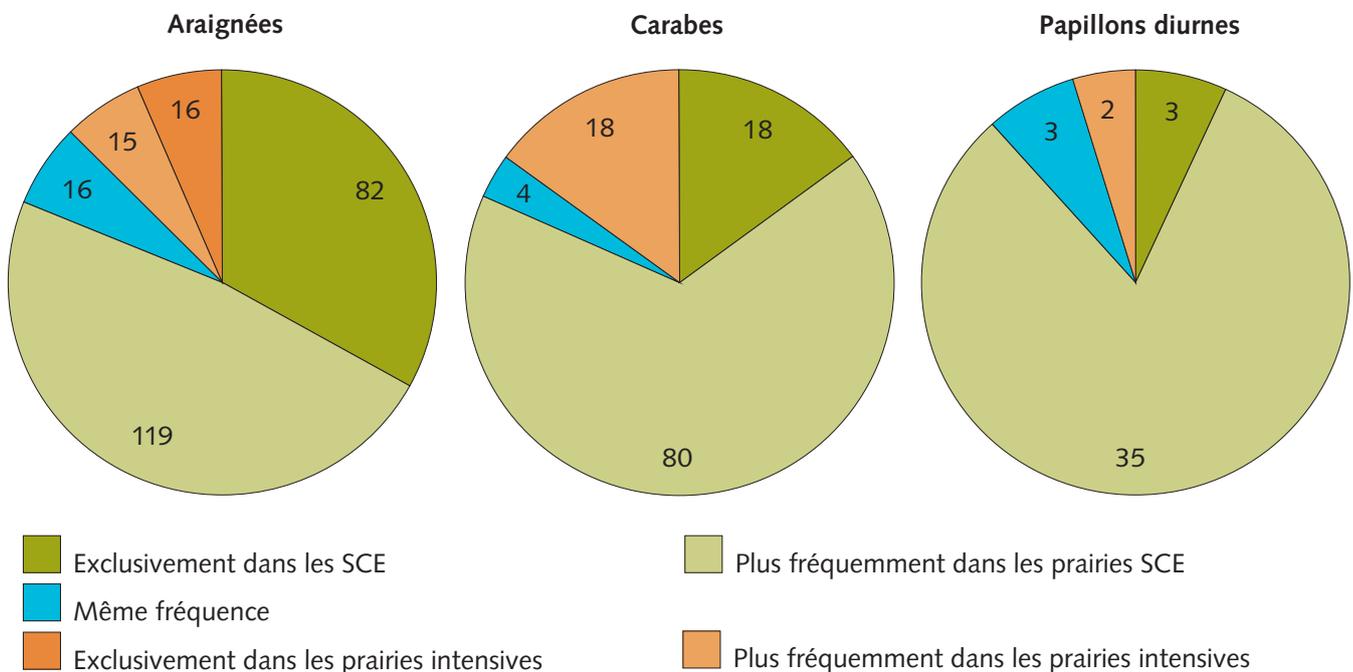


Figure 1: Contributions relatives des différents types de surfaces de compensation écologique (BB, HEH, HS, EW, WIW), des surfaces herbagères intensives (NW, WE, KW) et des cultures (GE, ZR, MA) par rapport à la diversité des plantes, des papillons diurnes, des araignées et des carabes dans les trois zones étudiées du Rafzerfeld, de Nuvilly/ Combremont-le-Grand et de Ruswil/ Buttisholz. La valeur de contribution (en %) d'un type d'habitat pour un groupe d'indicateurs représente la spécificité des espèces de ce groupe pour ce type d'habitat. La spécificité représente le lien entre les espèces et un type d'habitat, basé sur leur fréquence relative. La surface des différents types d'habitats dans les trois zones étudiées est aussi représentée comme base de référence.

BB: jachères florales,
 HEH: haies,
 HS: vergers haute tige,
 EW: prairies extensives,
 WIW: prairies peu intensives,
 NW: prairies naturelles,
 WE: pâturages,
 KW: prairies artificielles,
 GE: céréales,
 ZR: betteraves sucrières,
 MA: maïs.

aucun habitat sur la majorité des SCE, parce que leur structure est trop compacte. Les espèces d'oiseaux nichant dans les prairies ne peuvent pas profiter des prairies SCE parce qu'elles sont souvent situées à proximité de lisières de forêts ou de haies (chapitre 3, tab. 7). Leurs territoires ne se recoupent donc pas avec les SCE (chapitre 7).

Même si la majorité des prairies SCE ne satisfait pas aux critères de l'OQE, nous avons tout de même trouvé, dans la plupart de nos études de cas, des différences entre les prairies SCE et les prairies intensives. Les prairies SCE contiennent, non seulement tendanciellement plus d'espèces de plantes et d'arthropodes, mais aussi les assemblages d'espèces sont significativement différents de ceux des prairies de référence (chapitres 6, 10; Aeschbacher 2003). La majorité des espèces d'arthropodes sont plus fréquentes dans les prairies SCE que dans les surfaces intensives de comparaison (fig. 2). Les oiseaux des haies et des vergers haute tige semblent profiter des *prairies extensives* à proximité de leurs habitats (chapitre 7, tab. 3). Lors de leur recherche de nourriture, le faucon crécerelle et le hibou moyen duc préfèrent les *prairies extensives* aux prairies artificielles (Aschwanden *et al.* 2005). Les *prairies extensives* ont, au moins dans les régions de grandes cultures, une influence positive sur le lièvre commun, par contre pas dans les régions fourragères. Les *prairies peu intensives* n'ont aucun effet détectable sur le lièvre (chapitre 8).



En région de montagne (Alpes septentrionales, Alpes centrales orientales), la composition de la végétation des prairies alpines correspond plus aux attentes qu'en région de plaine. Ainsi, une grande partie d'entre elles satisfait les critères de qualité de l'OQE (chapitre 9, fig. 4). Des espèces menacées sont trouvées sur 18 % des prairies SCE (Alpes septentrionales: 11 %; Alpes centrales orientales: 26 %; chapitre 9, fig. 3). La compensation écologique contribue, en région de montagne, à freiner l'embroussaillage et permet, aussi pour le futur, une exploitation extensive des prairies alpines.

Sur le Plateau, nous considérons comme insuffisante la part de seulement 20 % de prairies SCE remplissant les critères de qualité de l'OQE. La végétation de beaucoup de prairies SCE continuent à refléter l'exploitation intensive d'avant la mise en place des SCE. De ce fait, elles ont une faible influence sur la biodiversité. Certains résultats d'expérimentations effectués sur des sols riches en éléments nutritifs montrent que la flore des prairies ne s'enrichit pas, même après dix ans de renoncement à l'utilisation d'engrais et d'un régime de fauche tardive (Koch et Masé 2002). Cette constatation peut pourtant être relativisée car, comparée à des prairies intensives, les prairies SCE présentent des effectifs en espèces plus élevés et de

Figure 2: Nombre d'espèces d'araignées, de carabes et de papillons diurnes dans les prairies SCE (*extensives* et *peu intensives*) de Ruswil/Buttisholz, de Nuvilly/Combremont-le-Grand et du Rafzerfeld en comparaison des prairies naturelles, artificielles et des pâturages intensifs. Données des trois, voir quatre années d'observation sur les trois régions.

nombreuses espèces d'arthropodes y vivent exclusivement (fig. 2). En montagne, la qualité écologique des prairies SCE est nettement meilleure.

Surfaces à litière (type 5)

Il existe en tout 7'000 ha de surfaces à litière annoncées comme SCE, dont 2'500 ha sur le Plateau oriental. 82 % d'entre elles correspondent aux critères floristiques de l'OQE. Des espèces de plantes inscrites sur les *Listes rouges* régionales se trouvent sur 55 % des surfaces (chapitre 5.1). Quatre des espèces d'oiseaux nicheurs étudiées sont typiques des zones humides (chapitre 7, tab. 1). Une espèce a augmenté sa population au cours de ces derniers 10 ans. Les territoires de deux espèces fréquentes sont associés aux surfaces à litière converties en SCE (Herzog *et al.* 2005). Trois quarts des surfaces à litière SCE sont de plus couvertes par un contrat selon la Loi sur la protection de la nature et du patrimoine (Assemblée fédérale 1966). Nous pouvons admettre que, avant l'introduction des paiements directs, ces surfaces étaient déjà soumises à la Loi sur la protection de la nature et que leur exploitation était, de ce fait, adaptée. Nous considérons les surfaces à litière SCE comme très précieuses pour la biodiversité. Leur présence est toutefois limitée aux endroits où les conditions naturelles existent encore pour cet habitat.

Jachères florales (type 7a)

Les 2'400 ha de jachères florales sont particulièrement importantes pour la faune dans les régions de grandes cultures. La diversité ainsi que partiellement la fréquence des carabes, araignées et papillons diurnes sont plus élevées dans les jachères florales que dans les surfaces cultivées avoisinantes (chapitres 6.2–6.4, chaque fois tab. 2; Nentwig 2000, Aeschbacher 2003). Des espèces de carabes et de papillons diurnes plus exigeantes et plus spécialisées profitent aussi des jachères florales, parfois même des espèces menacées de papillons. Les groupes d'insectes et d'araignées auxiliaires sont favorisés par les possibilités d'hibernation et de ressources en nourriture (Pfiffner et Luka 2000). Ceci peut avoir des conséquences positives sur la régulation naturelle des ravageurs (Boller *et al.* 2004, Pfiffner et Wyss 2004).

Dans la plupart des régions étudiées, les jachères étaient trop rares pour exercer une influence mesurable sur les oiseaux nicheurs. Par contre, dans des zones d'études de la station ornithologique suisse fortement enrichies de jachères, les effectifs d'espèces menacées d'oiseaux ont beaucoup augmenté (chapitre 7, fig. 4). Dans ces régions de cultures, les effectifs du lièvre étaient aussi plus élevés et ont augmenté plus fortement que dans les régions avoisinantes. D'une façon générale, les jachères florales représentent un instrument efficace pour la conservation et le développement de la biodiversité dans les régions de grandes cultures.

Vergers haute tige (type 8)

Depuis la deuxième moitié du siècle passé, 80 % des vergers haute tige ont disparu. Presque tous les arbres restants sont annoncés comme éléments de la compensation écologique (2,6 mio.). Sur le Plateau, 12 % des vergers haute tige satisfont aux critères de l'OQE (chapitre 5.3, fig. 6). Cette proportion est en augmentation, car d'autres surfaces écologiques sont ponctuellement installées à proximité des vergers haute tige. Parmi les oiseaux nichant dans les vergers haute tige, le rouge-queue à front blanc profite de cette mesure et est plus fréquemment rencontré dans les vergers voisins de SCE. La grandeur du verger est aussi un autre facteur important. Souvent elle est insuffisante pour certaines espèces d'oiseaux plus exigeantes. La plupart des vergers haute tige se trouvent aussi souvent à proximité des fermes et sont exploités et mis en pâture intensivement. Ceci implique un effet négatif sur la végétation et sur les arthropodes (chapitres 6.2–6.4, chaque fois tab. 2). Toutefois, dans la couronne des arbres, nous avons trouvé des espèces d'araignées importantes du point de vue de la protection de la nature, ce qui relativise légèrement cette appréciation négative (chapitre 6.2, fig. 6). Dans un jugement global, il faut aussi tenir

compte de l'influence des vergers haute tige sur l'esthétique du paysage. Les vergers jouent un rôle important pour l'image de certaines régions (chapitre 12) et, de ce fait, se différencient, avec les haies, des autres types de SCE.

Haies (type 10)

Il y a, en Suisse, 36'000 ha de haies et de bosquets champêtres (OFS 2000), dont moins de 10 % sont annoncés comme SCE. Même si toutes les haies ne sont pas entre les mains des agriculteurs, ceci reste une part relativement petite.

La végétation et la structure de 44 % des haies en compensation écologique du Plateau suisse remplissent les exigences de l'OQE. Pour les haies non déclarées comme compensation écologique, ce sont environ 30 % (chapitre 5.2, fig. 4). Plus de territoires d'espèces d'oiseaux nichant dans les haies ont été trouvés dans les haies en compensation écologique que dans les haies non déclarées. La présence à proximité immédiate d'autres surfaces de compensation, particulièrement de *prairies extensives* (type 1), favorise de plus la colonisation des haies par des oiseaux nicheurs (chapitre 7, tab. 3). Pour les arthropodes, nous ne disposons que de résultats de deux zones d'étude. Ceux-ci montrent que les associations d'espèces dans les haies sont caractéristiques de ce milieu et que, de ce fait, les haies reçoivent la meilleure «note» pour la biodiversité d'entre toutes les surfaces considérées (chapitre 6.2, fig. 6). Notre appréciation généralement positive des haies est encore complétée par le fait qu'elles sont, avec les vergers haute tige, d'une plus grande importance pour l'esthétique du paysage que la plupart des autres types de SCE (chapitre 12).

Différences régionales

Il existe d'importantes différences entre les régions, autant pour la flore que pour la faune. La qualité floristique est en général meilleure en région de montagne que sur le Plateau. Sur le Plateau, la qualité floristique de la région biogéographique du «Bassin lémanique et rhéman» est meilleure que dans les deux autres régions étudiées. Dans les régions de culture fourragère, nous avons trouvé moins d'espèces d'oiseaux avec moins d'individus que dans les régions de cultures mixtes ou de grandes cultures. La densité du lièvre commun est plus élevée dans les régions de grandes cultures que dans les régions fourragères et elle montre même une légère tendance à la hausse depuis 1997. De plus, les populations du lièvre dans les zones de grandes cultures sont positivement corrélatées à la part de surfaces de SCE déclarées. Cet effet n'est, par contre, pas constaté dans les régions fourragères. Le nombre d'espèces d'arthropodes est aussi au plus bas dans les zones de production fourragère étudiées.

Ces différences peuvent, d'un côté, s'expliquer par les différentes conditions naturelles liées à la région biogéographique qui conduisent à des ensembles d'espèces divers, et par là même à des spectres d'espèces différents pouvant potentiellement apparaître dans les SCE. Mais différents systèmes d'exploitation et diverses traditions agricoles se sont aussi développés dans les différentes régions, ce qui influence également la biodiversité dans le paysage rural.

Autres facteurs d'influence

La biodiversité du paysage rural, donc aussi la réalisation des buts fixés (chapitre 1, tab. 1), sont influencées par divers autres facteurs en parallèle aux PER, respectivement aux SCE, facteurs que nous ne pouvons énumérer ici que brièvement:

- Nous n'avons pas étudié l'influence de l'agriculture biologique (110'134 ha en 2003; OFAG 2004) et de la production extensive de céréales et de colza (EXTENSO, 78'425 ha en 2003; OFAG 2004). Les deux systèmes de production sont plus extensifs que les

autres modes d'exploitation et permettent ainsi potentiellement une plus haute biodiversité. Stolze *et al.* (2000), Mäder *et al.* (2002), Scialabba et Hattam (2002) ainsi que Hole *et al.* (2005) ont démontré que la culture biologique a un potentiel particulièrement élevé pour le développement de la biodiversité – des microorganismes jusqu'aux chauve-souris et oiseaux.

- Actuellement, nous pouvons exclure l'influence de l'OQE sur nos résultats et sur la biodiversité au plan national. L'OQE n'est pas encore en vigueur depuis assez longtemps pour montrer des effets. En 2003, seuls environ 20'000 ha ont reçu des contributions selon l'OQE (OFAG 2004).
- Nous pouvons admettre que la sensibilisation des agricultrices et des agriculteurs, une meilleure formation continue et la vulgarisation influencent positivement la conservation et le développement de la biodiversité dans le paysage rural. Les PER, respectivement les SCE ont contribué à une sensibilisation aux demandes de la conservation de la biodiversité. Nous ne pouvons, par contre, pas quantifier cette influence.
- Des efforts supplémentaires sont faits dans plusieurs cantons pour améliorer l'efficacité de la compensation écologique. Ces initiatives, adaptées aux conditions régionales, ont potentiellement une forte influence positive sur la biodiversité dans le paysage rural, ce que nous n'avons pas pu étudier dans le cadre de ce projet. Ces efforts régionaux sont complémentaires à l'OQE.
- Au cours de la période entre les deux cycles de recensement 1979/85 et 1992/97, 482 km² de surface agraire ont été perdus pour l'agriculture et ainsi autant d'habitats potentiels pour les espèces liées à l'exploitation agricole. Environ deux tiers de ces surfaces ont été bâtis (particulièrement sur le Plateau) et la plus grande part du tiers restant a été abandonnée et s'est embroussaillée (particulièrement en zone de montagne) (OFS 2001).
- Les changements liés au climat influencent à moyen terme la biodiversité et les associations d'espèces dans le paysage rural. Des résultats indiquent que certaines espèces envahissent de nouveaux territoires et que d'autres espèces disparaissent de certaines régions (Walther *et al.* 2002, Hohl et Erhardt 2004).
- Les estimations des apports d'azote à partir de l'atmosphère sont de l'ordre de grandeur d'en moyenne 20 kg N/ha/année (OFEFP 1998b). Ces apports provoquent une lente eutrophisation des surfaces non fertilisées également et influencent la composition végétale.

Leçons tirées d'autres projets

Les résultats de la plupart des investigations faites en dehors du projet d'évaluation et au cours desquelles l'influence de la compensation écologique sur la biodiversité a été étudiée, ont été considérés et discutés dans les chapitres correspondants (par ex. Weggler et Widmer 2000, Peter et Walter 2001). De ce fait, l'essentiel des informations est déjà intégré à ce résumé et seules quelques résultats supplémentaires sont mentionnés ici.

Des études antérieures effectuées dans le Limpachtal (Cantons de BE et SO) ont démontré l'importance des milieux proches de la nature pour la diversité des espèces dans les paysages agricoles. Le nombre d'espèces de tous les groupes d'arthropodes étudiés diminuait en fonction de l'augmentation de la distance aux prairies humides, aux lisières et aux prairies semi sèches (Duelli et Obrist 2003). Sans ces «sources de biodiversité», les SCE ont peu d'effet sur la diversité des espèces, comme également rapporté par des études récentes faites en Hollande (Kleijn *et al.* 2001).

Dans le cadre du projet interdisciplinaire «Greifensee», des scénarii ont été calculés (à l'horizon de l'an 2011) pour estimer les effets des conditions cadre économiques sur l'utilisation du territoire. Une extensification de l'utilisation des surfaces (diminution des terres ouvertes, augmentation des *prairies extensives* au sein des prairies permanentes) est prédite, tant dans le cas d'une continuation de l'application des conditions cadre actuelles que dans le cas d'un rapprochement des conditions aux coûts et aux prix européens. Les calculs des modè-

les n'ont montré aucune tendance indiquant que les SCE supplémentaires seraient placées à des endroits appropriés et qu'elles puissent ainsi apporter une plus-value écologique (Szerencsits *et al.* 2004). Les auteurs proposent d'étudier la possibilité de réduire les contributions pour les SCE ne satisfaisant pas aux exigences de qualité et de les augmenter pour les SCE de bonne qualité. L'influence de l'OQE, qui apporte déjà ces éléments, n'a pas pu être considérée dans les calculs des modèles.

Dans le cadre du projet AEMBAC (www.aembac.org), la mise en place, l'exécution et l'évaluation de programmes agro-environnementaux en Europe ont été étudiées. Des recommandations pour la systématisation des procédés en ont été déduites. La formulation des buts devant être atteints par de tels programmes a été considérée comme un point central. Les objectifs doivent être proposés au niveau régional, comme cela a été fait avec les PER pour le Plateau, par exemple (chapitre 1, tab. 1). La détermination d'espèces indicatrices à l'aide desquelles l'état de l'environnement et le succès des mesures peuvent être évalués, en est la pierre angulaire.

Les évaluations cantonales (par ex. le canton de Bâle-Campagne en 1999, le programme de contrôle 2010 du canton d'Argovie) se concentrent principalement sur les effets des mesures cantonales comparées aux «surfaces fédérales». Par conséquent, ces rapports ne seront pas discutés ici.

Résumé de l'évaluation, perspectives et recommandations

En Suisse avec les PER, une approche «cross-compliance» fut choisie fin des années 1990 déjà. Ce principe est introduit dans l'UE à partir de 2005. En ce qui concerne le développement de la biodiversité, les PER sont efficaces, comparativement. Leurs effets sont aussi mieux étudiés que l'impact des programmes agro-environnementaux de la plupart des pays européens voisins (chapitre 11). La compensation écologique contribue à la conservation et au développement de la biodiversité à grande échelle, car, dans la majorité des cas, la biodiversité est plus élevée dans les SCE que dans les surfaces de comparaison non exploitées comme SCE. Les buts qui concerne la qualité (associations d'espèces, qualité selon l'OQE), ne sont atteints que dans une petite partie des SCE. Des espèces menacées n'ont été trouvées que dans peu de surfaces étudiées. L'OQE contribuera à améliorer la situation pour autant qu'elle soit réalisée à une plus grande échelle que jusqu'à présent et que des projets de mise en réseau de haute valeur soient établis. Pourtant, pour atteindre les objectifs, d'autres mesures plus ambitieuses doivent être étudiées (chapitre 1, tab. 1). Nos recommandations sont formulées dans le tableau 3.

Le mandat d'évaluation ne contenait pas l'étude de l'influence de l'application des bases légales (vulgarisation, contrôles) sur la mise en place et les effets des PER. De ce fait, nous ne pouvons tirer aucune conclusion à ce sujet à partir de nos relevés. Mais il va de soi que le respect des prescriptions est d'une importance majeure pour l'efficacité des mesures. En 2003 le respect des prescriptions des PER a été contrôlé sur deux tiers de toutes les exploitations annoncées. Dans 12% des cas, des manquements ont été constatés, concernant en premier lieu des enregistrements lacunaires (OFAG 2004). Nous aussi, nous avons fait l'expérience que dans certaines zones étudiées il n'était pas aisé de localiser les SCE. Un contrôle et un conseil si possible individualisé sont des instruments importants pour améliorer l'effet des PER. Les efforts correspondants doivent en conséquence être maintenus et renforcés. Les surfaces de compensation écologique devraient davantage être considérées comme une possible activité économique et une partie intégrante de la production. L'exploitant peut ainsi tirer profit de divers avantages pour la production (par ex. dans la protection des plantes, voir Pfiffner et Wyss 2004).

Toutefois, il est improbable que les PER et l'OQE puissent à elles seules, dans le futur, contribuer plus substantiellement à la conservation d'espèces menacées de la *Liste rouge*. Ces instruments vont surtout promouvoir des espèces moyennement exigeantes et éviter aux

Tableau 3. Recommandations pour améliorer la réalisation des buts de la compensation écologique.

a) Les types de SCE individuels

Diversité des types de SCE	Toute la palette des surfaces de compensation écologique est nécessaire, étant donné que chaque type apporte un spectre d'espèces supplémentaires. Les types de SCE jusqu'à maintenant peu annoncées (par ex. haies, jachères, types 11 à 14 comme les fossés humides, les surfaces rudérales) sont à renforcer. L'établissement de types supplémentaires (par ex. bandes herbeuses) est à considérer.
<i>Prairies extensives et peu intensives</i> (types 1 et 4)	<p>Des mesures sont nécessaires pour augmenter la qualité d'une grande partie des prairies SCE (tab. 2). La transition des mesures vers des instruments orientés sur les résultats, entamée par l'OQE, doit être renforcée. Nous recommandons d'étudier les adaptations suivantes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Exigences de qualité minimales pour qu'une prairie soit reconnue comme SCE. ■ Création d'incitations pour une exploitation à long terme des SCE (au-delà de la durée du contrat de 6 ans) afin de permettre à l'effet de l'extensification de s'exprimer. ■ Mesures d'exploitation ciblées pour les prairies présentant une composition en espèces permettant un potentiel de rétablissement afin que ce potentiel soit réalisé. <p>Nous restons sceptiques face à une flexibilisation, par des mesures, des dates de fauche sans objectifs de qualité, ni contrôles. De telles règles provoquent le danger d'une augmentation du nombre d'utilisations et donc d'une intensification avec une perte de la constance d'utilisation. De ce fait, les différences faunistiques entre les SCE et les prairies intensives (fig. 2) risquent de se niveler à nouveau. De plus, le contrôle du respect des prescriptions serait pratiquement irréalisable. Par contre, une flexibilisation dans le cadre de l'OQE dirigée vers des espèces cibles et des espèces emblématiques serait favorable. Dans le cadre de programmes de mise en réseau, les prairies devraient aussi être positionnées afin de pouvoir mettre en réseau, entre eux, les habitats riches en espèces encore existants et de mettre en valeur d'autres types de SCE (haies, vergers haute tige) (chapitre 7).</p> <p>Le type 4 (<i>prairies peu intensives</i>) devrait continuer d'être soutenu, pour autant ces prairies remplissent les exigences de qualité minimale, comme mentionné ci-dessus. Ces prairies sont particulièrement importantes en zone de montagne. Par contre, la fumure devrait être limitée au fumier et l'emploi de lisier devrait être prohibée.</p>
Surfaces à litière (type 5)	La plupart des surfaces à litière sont de bonne qualité. Ce type de SCE doit continuer d'être soutenu avant tout dans les endroits où les conditions naturelles nécessaires sont présentes.
Jachères florales (type 7a)	Nos résultats sur les jachères florales sont réjouissants. Une plus grande proportion de jachères florales dans les régions de grandes cultures pourrait augmenter leur influence positive sur la biodiversité. Nous recommandons d'augmenter leur attrait afin que plus de jachères florales soient mises en place.
Vergers haute tige (type 8)	Les résultats des évaluations sont ambivalents en ce qui concerne les vergers haute tige. Comme la strate herbacée est souvent exploitée intensivement, l'effet des vergers haute tige sur la biodiversité est plus faible qu'espéré. Si par contre d'autres SCE se trouvent à proximité, comme prévu par l'OQE, l'effet s'améliore fortement. Il est indiscutable que les arbres comme les vergers haute tige ont un effet positif sur l'image du paysage. La perception positive des vergers haute tige qui contribue à l'image d'un paysage riche est importante pour le soutien de la population à la compensation écologique. Nous recommandons donc de ne pas changer pour le moment les directives pour les vergers haute tige et d'attendre les effets possibles de l'OQE.
Haies (type 10)	Les haies apportent une grande contribution à la biodiversité dans le paysage rural. Les résultats de l'évaluation sont comparativement réjouissants. Par contre, en Suisse, seul 10 % des haies sont annoncées comme SCE. Nous recommandons de formuler les incitations de manière à augmenter le nombre de haies exploitées comme SCE et de façon à ce qu'elles présentent le plus souvent une bande herbeuse.

b) Recommandations d'ordre général

Buts concernant les surfaces	En Suisse, la proportion de 10 % de la SAU sous forme de SCE a été concrétisée; par contre, la part de 65'000 ha de SCE sur le Plateau ne sera pas atteinte. Des efforts futurs doivent être faits dans la direction d'un développement de la qualité des SCE en plus de leur quantité.
Délimitation de la SAU	L'exclusion d'éléments improductifs (par ex. éléments de structure, étangs) de la SAU, respectivement des SCE (ne peuvent pas être annoncés comme SCE) est en contradiction avec le développement de la biodiversité. Cette situation mène parfois à la destruction de ces éléments. Nous recommandons de revoir cette pratique et de chercher une solution afin que cet effet indésirable puisse être évité.
Biodiversité fonctionnelle	Les habitats semi naturels représentent d'importants réservoirs pour les arthropodes s'attaquant aux ravageurs dans les cultures. Cette fonction est à renforcer à l'aide des SCE. Ainsi des synergies peuvent être créées entre la protection de la nature et l'agroécologie. Dans ce domaine, des recherches supplémentaires sont encore nécessaires.
Vulgarisation et contrôles	La formation ciblée des agricultrices et agriculteurs ainsi qu'un conseil englobant l'entier de l'entreprise sont des facteurs essentiels pour augmenter la qualité des SCE. Nous recommandons de renforcer ces efforts. Une auto-responsabilisation ainsi que des contrôles sérieux sont les conditions de base pour atteindre l'effet biologique désiré.
Définir les régions essentielles comme sources de la biodiversité	Les habitats proches de l'état nature (par ex. prairies et pâturages secs, zones alluviales, zones humides) encore existants en Suisse doivent être conservés. Les bases légales doivent être mises en vigueur (Ordonnance sur les prairies et les pâturages secs), respectivement appliquées (Ordonnance sur les zones alluviales, Ordonnances sur la protection des marais). Ces régions essentielles servent de réservoir pour des espèces pouvant recoloniser les cultures grâce aux SCE.
Mesures de renaturalisation	Dans les régions où la qualité des SCE n'est en général pas suffisante (particulièrement les zones de plaine du Plateau oriental et occidental), il faut étudier la possibilité de recréer des réservoirs d'espèces à l'aide de programmes de renaturalisation (par ex. zones humides, cours d'eau, littoraux, etc.). Les SCE peuvent être recolonisées à partir de tels biotopes et leur qualité peut ainsi s'améliorer.
Mise en réseau et OQE	Lors de la mise en place de projets de mise en réseau selon l'OQE, seuls des projets de grande valeur doivent être autorisés. Il faut éviter que des projets «pro forma» reçoivent des aides et que des projets ne soient pas mis en œuvre correctement.
OPD et OQE	Afin de satisfaire à l'exigence centrale qui consiste à favoriser la qualité des SCE (sous condition que des projets OQE de hautes qualité soient réalisés), nous recommandons de reporter les incitations financières de l'OPD sur l'OQE.
Points communs avec d'autres domaines	Non seulement la politique agricole doit contribuer à favoriser de la biodiversité dans le paysage agricole, mais également les politiques forestières, des eaux et de la protection de la nature. Les efforts fournis par ces domaines doivent être mieux coordonnés.

espèces potentiellement menacées de glisser dans le statut d'espèces menacées. Pour favoriser les espèces déjà menacées des mesures supplémentaires sont nécessaires.

Dans nombre de cas, les mesures prises dans l'agriculture ne suffiront pas seules à stabiliser les populations des espèces menacées. Des efforts communs et coordonnés entre l'agriculture, la protection de la nature et la sylviculture sont incontournables.

Besoins d'évaluer

Les résultats présentés dans ce rapport permettent une appréciation des effets des SCE sur la biodiversité sur le Plateau suisse et, en partie, dans la zone de montagne. Aucune affirmation ne peut par contre être faite pour le Tessin, le Valais et le Jura.

Les projets d'évaluation de la Confédération se terminent sous la forme actuelle. Ils seront en partie remplacés par des indicateurs agro-environnementaux (OFAG 2002a, Gaillard *et al.* 2003). Dans ce cadre, un Monitoring sur la qualité des SCE, représentatif pour toute la Suisse, débutera en 2006. Les lacunes géographiques citées ci-dessus pourront ainsi être comblées. Mais il s'agit d'un projet de Monitoring et non d'une évaluation. Nous nous attendons à avoir de nouveau besoin de résultats sur les interactions entre les causes et les effets dans quelques années. Les projets d'évaluation correspondants doivent être planifiés à temps afin de permettre la mise à disposition des résultats lorsque ceux-ci devront être utilisés (voir aussi Herzog 2003).

La convention sur la biodiversité (CBD) adoptée en 1992 dans la déclaration de Rio sur l'environnement prévoit que les Etats signataires, dont la Suisse, vérifient la réalisation du but fixé, soit de «mettre fin, jusqu'en 2010, à la perte en biodiversité» (<http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=sbstta-10>). Pour la Suisse, en tant que partenaire de la CBD, se pose la question des indicateurs à choisir pour réaliser ce contrôle. En Suisse, une grande partie de la diversité des espèces dépend des modes de production agricoles. La politique agricole porte donc une grande responsabilité face à la protection et au développement de la biodiversité en Suisse. De ce fait, il nous paraît sensé et justifié que l'agriculture participe de façon déterminante au «Countdown 2010» en préparant et en interprétant jusqu'en 2010 les données de base pour l'évaluation de l'évolution de la biodiversité dans le paysage agricole.

L'OQE est l'objet de grands espoirs. Elle devrait améliorer clairement les effets de la compensation écologique. Nous prévoyons la question qui se posera dans quelques années sur la légitimité de ces espoirs. Afin de pouvoir répondre à cette question, une étude de l'influence de l'OQE sur les habitats et la biodiversité doit être effectuée. Cette étude comporte, entre autres, les critères de qualité de l'OQE (tab. 1). Ces derniers doivent prochainement être revus et, selon besoins, adaptés. D'un autre côté, le succès des projets de mise en réseau doit être contrôlé. En entreprenant les études correspondantes le plus tôt possible, l'état initial pourrait être relevé, ce qui permettrait d'éviter le point faible majeur de la présente étude d'évaluation des PER. Nous proposons de répertorier l'état de départ dans des régions d'étude de cas où des projets de mise en réseau selon l'OQE sont planifiés et d'ensuite contrôler le développement de la biodiversité après 5 à 10 ans.

Les contributions pour la production extensive de céréales et de colza (EXTENSO), les contributions pour la production biologique ainsi que les contributions d'estivage sont d'autres instruments importants des paiements directs écologiques. Le programme EXTENSO a été évalué à l'aide de bilans écologiques (Gaillard et Nemecek 2002). Dans cette étude, il a été clairement montré qu'un effet positif du programme EXTENSO est potentiellement possible – particulièrement pour les arthropodes –, mais les études correspondantes manquent. Une étude comparative pourrait être réalisée à moindre effort. Les premières études de comparaison entre la culture de céréales PI-Extensio et biologique montrent que la faune des arthropodes auxiliaires est fortement favorisée par la culture bio (Pfiffner et Luka 2003). Il existe de nombreuses publications suisses et étrangères sur les effets de la production biologique qui prouvent l'efficacité de ce mode d'exploitation (Stolze *et al.* 2000, Scialabba et Hattam 2002, Hole *et al.* 2005). En comparaison internationale, l'Ordonnance sur l'estivage (Conseil fédéral 2000) est un instrument efficace pour soutenir l'économie alpine (Steiner *et al.* 2004). Par contre, son effet sur le maintien des habitats de valeur et les espèces spécialistes dans l'espace alpin devrait être plus précisément étudié.

Les mesures d'amélioration des structures sont un autre domaine où l'on intervient profondément dans le paysage agricole. Un besoin d'évaluation existe en ce qui concerne le bénéfice publique et privé de cette mesure (OFAG 2002b).

Besoin en recherche

Les études sur les critères de la qualité des pâturages et les travaux préparatoires pour l'admission éventuelle des bandes herbeuses comme élément supplémentaire dans le catalogue des SCE sont déjà en cours. Dans le domaine de la compensation écologique, nous voyons un besoin particulier supplémentaire de recherche sur les thèmes suivants:

- La biodiversité n'a pas seulement une valeur intrinsèque, mais a une importance très directe et pratique pour la production agricole (par ex. Pfiffner et Wyss 2004). Particulièrement, l'importance de la protection des plantes et celle de la lutte contre les ravageurs grâce à un management des habitats et le développement de la biodiversité méritent une plus grande attention dans la recherche agricole. La question centrale est de comprendre comment atteindre des synergies entre les effets agro-écologiques désirés et les avantages pour la protection de la nature et des ressources, à l'aide de mesures écologiques (SCE, EXTENSO; agriculture biologique).
- La mise en réseau des habitats est généralement reconnue comme mesure importante pour le développement de la biodiversité. Par contre, il n'existe que peu d'études empiriques sur cet effet (Fahrig 2003). Des travaux de recherche correspondants sont nécessaires afin d'améliorer l'efficacité des projets de mise en réseau de l'OQE.
- Le mode d'exploitation des SCE influence la biodiversité. Une exploitation adaptée aux surfaces peut améliorer leur qualité écologique. Il n'existe que relativement peu de connaissances correspondantes, particulièrement en ce qui concerne les effets sur la faune. De telles études devraient être effectuées, par ex. par rapport à la flexibilisation de la date de fauche des prairies.
- Dans l'opinion publique, l'image du paysage est d'une importance centrale pour la perception de l'agriculture et le jugement sur les contributions écologiques qu'elle fournit. En particulier, des méthodes de mesures quantitatives et d'évaluation des résultats de la perception de la beauté du paysage par l'homme devraient être développées.

La durée des recherches sur le long terme dans le domaine de la biodiversité et du paysage agricole est un aspect central. Nos études ont montré qu'un laps de temps de 4 à 6 ans est trop court pour pouvoir mettre en relation les changements observés dans la biodiversité et les mesures prises. Ceci, parce que la végétation réagit lentement à des mesures d'extensification et que les indicateurs faunistiques sont fortement influencés par les changements annuels des conditions climatiques. Des projets correspondants doivent donc être planifiés sur une plus longue période (dans un ordre de grandeur de 10 ans). Une combinaison de programmes de monitoring, comme le Monitoring de la biodiversité en Suisse, le «Rapid Biodiversity Assessment» (chapitre 6.6) et les indicateurs agro-environnementaux avec des projets d'évaluation ciblés peut contribuer à l'obtention de résultats précis. La mise en place d'un programme de recherche est urgente, particulièrement pour le «Countdown 2010» énoncé ci-dessus. L'emploi d'indicateurs représentatifs et efficaces est prioritaire. Nos résultats ont montré que les indicateurs indirects comme le nombre et la surface des SCE ne suffisent pas pour mesurer le succès de ces mesures.

Bibliographie

- Aeschbacher S., 2003. Beetle communities (Insecta: Coleoptera) in ecological compensation areas. Travail de diplôme, Berne, Faculté des Sciences.
- Aschwanden J., Birrer S. et Jenni L., 2005. Are ecological compensation areas attractive hunting places for kestrels *Falco tinnunculus* and long-eared owls *Asio otus*? J. Ornithol. 146, 279–286.
- Assemblée fédérale, 1966. Loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage. SR 541.
- Boller E.F., Häni F. et Moehling H.-M. (éd.), 2004. Ökologische Infrastrukturen. Ideenbuch zur funktionalen Biodiversität auf Betriebsebene. IOBC & OILB; Eschikon, LBL.
- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 2000. Ordonnance sur les contributions d'estivage. RS 910.133.

- Conseil fédéral, 2001. Ordonnance du 4 avril 2001 sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE). RS 910.14.
- Duelli P. et Obrist M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129–138.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.
- Gaillard G. et Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensioanbaus von Getreide und Raps. *Agrarforschung* 9 (11–12), 490–495.
- Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. et Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. *Cahiers de la FAL* 47.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. et Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL. 41 S. [http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)
- Herzog F., 2003. Synergien zu den Evaluationsprojekten. Dans: Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. et Weisskopf P. (éd.), *Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Cahiers de la FAL* 47, annexe C.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on vegetation and breeding birds in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189 – 204.
- Hohl M. et Erhardt A., 2004. Changes of subalpine butterfly communities of cultivated grasslands during the last 25 years. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 77 (1–2), 146.
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V. et Evans A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113–130.
- Kanton Basel-Landschaft, 1999. 10 Jahre ökologischer Ausgleich im Kanton Basel-Landschaft. Kommission für ökologischen Ausgleich, Bau- und Umweltschutzdirektion (éd.), Kanton Basel-Landschaft.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. et Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Koch B. et Masé G., 2002. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. Dans: *Artenreiche Wiesen. Cahiers de la FAL* 39, 61–68.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. et Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Kowarik I., 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. Dans: Konold W., Böcker R. et Hampicke U. (éd.). *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Landsberg, ecomed, V-2.1.
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. et Niggli U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694–1697.
- Nentwig W. (éd.), 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Verlag Agraökologie Bern Hannover. 293 pp.
- OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG, 2002a. Développement des indicateurs agro-environnementaux et monitoring. Berne, Office fédéral de l'agriculture. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=fr>.
- OFAG, 2002b. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG, 2004. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFEPF et ODT 1998. Conception paysage suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage / Office fédéral du développement territorial. Berne. Série l'environnement pratique, 133 pp.
- OFEPF, 1998b. Dépôts azotés. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/fr/fachgebiete/fg_luft/luftbelastung/index.html.

OFS, 2000. Statistique de la superficie 1992/97. Neuchâtel, Office Fédéral de la statistique.
OFS, 2001. L'utilisation du sol: hier et aujourd'hui. Neuchâtel, Office Fédéral de la statistique.
Peter B. et Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. Agrarforschung
8 (11–12), 452–457.

Abréviations

SIPA	Système d'information sur la politique agricole
BB	Jachère florale
OFAG	Office fédéral de l'agriculture
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage
OPD	Ordonnance sur les paiements directs
EW	<i>Prairie extensive</i>
EXTENSO	Culture extensive de céréales et de colza
FiBL	Institut de recherche de l'agriculture biologique
GE	Céréale
SIG	Système d'information géographique
UGB	Unité gros bétail
HEH	Haie
HF	Culture sarclée
HS	Verger traditionnel haute tige
PI	Production intégrée
KW	Prairie artificielle
LBL	Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau
SAU	Surface agricole utile
MA	Maïs
LPN	Loi sur la protection de la nature et du paysage
Nu/Co	Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR/VD)
NW	Prairie naturelle intensive
SCE	Surface de compensation écologique
OCEco	Ordonnance sur les contributions écologiques
PER	Prestations écologiques requises
OQE	Ordonnance sur la qualité écologique
PESTAG	Prairies extensives sur terres assolées gelées
Ra	Rafzerfeld (ZH)
RBA	Rapid Biodiversity Assessment
Ru/Bu	Ruswil/Buttisholz (LU)
SRVA	Service romand pour la vulgarisation agricole
PPS	Prairies et pâturages secs
WE	Pâturage
WIW	<i>Prairie peu intensive</i>
WSL	Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage
ZR	Betterave à sucre

Publications

Publications importantes 1998–2005

2005

- Aviron S., Berner D., Bosshart S., Buholzer S., Herzog F., Jeanneret P., Klaus I., Pozzi S., Schneider K., Schüpbach B. et Walter T., 2005. Butterfly diversity in Swiss grasslands: respective impacts of low-input management, landscape features and region. *Grassland Science in Europe* Vol.10, 340–343.
- Herzog F., Birrer S., Derron J., Duelli P., Pearson S., Pfiffner L. et Walter T., 2005. Diversité des espèces sur les terres cultivées: Quelle est la contribution des surfaces de compensation? *Hotspot* 11/2005, 8–9.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189–204.
- Jeanneret P., Aviron S., Herzog F., Luka H., Pozzi S. et Walter T., 2005. Temporal trends of arthropod diversity in conventional and low-input meadows. *Grassland Science in Europe* Vol. 10, 344–347.
- Knop E., Herzog F. et Schmid B., 2005. Effects of the Swiss agri-environment scheme on biodiversity. *Grassland Science in Europe* 10, 40–43.
- Knop E., Kleijn D., Herzog F. et Schmid B., 2005. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme to promote biodiversity. *Journal of Applied Ecology* (in press).

2004

- Dreier S., Spiess M., Schüpbach B., Marfurt C. et Herzog F., 2004. Extensively managed meadows on the Swiss plateau – floristic composition, vegetation structure and effect on avifauna. *Grassland Science in Europe* 9, 240–242.
- Jeanneret P., Pfiffner L., Pozzi S. et Walter T., 2004. Impact of low input meadows on arthropod diversity at habitat and landscape scale. *Grassland Sciences in Europe* 9, 237–239.
- Jöhl R., Knop E., Herzog F., Jeanneret P., Walter T., Duelli P. et Ewald K.C., 2004. Gefährdete Heuschrecken in *extensiv genutzten Wiesen*. – *Agrarforschung* 11(5), 156–161.
- Pozzi S., 2004. Evaluation des mesures de compensation écologique dans la région de Nuvilly-Combremont par le biais des araignées. – *Revue Suisse de l'Agriculture* 36(2), 57–64.
- Walter T., Herzog F., Birrer S., Dreier S., Hunziker M., Jeanneret P., Lüscher A., Peter B., Pfiffner L. et Spiess M., 2004. Effects of ecological compensation areas on species diversity in the Swiss grassland – an overview. *Grassland Sciences in Europe* 9, 171–173.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. et Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. *Grassland Sciences in Europe* 9, 234–236.

2003

- Jeanneret P., Schüpbach B. et Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311–320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L., Herzog F. et Walter T., 2003. The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 11, 213–220.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. et Walter T., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253–263.
- Lüscher A., Jeangros B., Dreier S. et Walter T., 2003. Möglichkeiten und Grenzen von Wiesen als ökologische Ausgleichsflächen. 9. Basler Botanik-Tagung, Bauhinia 17, Flora und Fauna der Trockenwiesen, 51–72.
- Schüpbach B., 2003. Methods for indicators to assess landscape aesthetic. Dans: Puschmann O. (éd.), *Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis*, Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway, October 7–9, 2002, 277–288.
- Spiess M., 2003. Ökologischer Ausgleich aus der Schweiz – Ziele erreicht? Dans: Nottmeyer-Linden K., Müller S. et Pasch D. (éd.), *Angebotsnaturschutz. Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutzes*. BfN-Skripten. 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg, 41–52.

Studer S., Eggenschwiler L. et Jacot K., 2003. Ecological compensation areas – the Swiss approach to enhance faunistic and floristic diversity in agricultural landscapes. Dans: Rossing W.A.H., Poehling H.-M. et Burgio G. (éd.), Landscape management for functional biodiversity. IOBC/WPRS, 151–156.

2002

Dreier S., Hofer G. et Herzog F., 2002. Qualität der Wiesen im ökologischen Ausgleich. Agrarforschung 9(4), 140–145.

Günter M., Schläpfer F., Walter T. et Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL. 41 pp. [http://www.oalis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.oalis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)

Herzog F., 2002. Patience et persévérance – Effet du programme agro-environnemental Suisse. Adalia 48, 22–23.

Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Peter B., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. et Zobrist K., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Fünfter Zwischenbericht. Zurich, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. <http://www.sar.admin.ch/scripts/get.pl?fal+fcevalu/evalud.html+0+40>

Hofer G., Conradin H., Eggenschwiler L., Dreier S., Grünig A., Jacot K., Studer S., Wolf M. et Herzog F., 2002. Flora von Wiesen im ökologischen Ausgleich im Mittelland. Dans: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (éd.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Cahiers de la FAL 39, 25–33.

Hofer G., Herzog F., Spiess M. et Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. Agrarforschung 9(4), 152–157.

Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. et Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart *Chorthippus parallelus* in drei Fallstudiengebieten. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg.

Spiess M., Marfurt C. et Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe der Brutvögel. Agrarforschung 9(4), 158–163.

Ulrich C., Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A. et Fried P.M., 2002. Artenvielfalt von Pflanzen in extensivierten Wiesen. Agrarforschung 9(4), 128–133.

2001

Dreier S. et Herzog F., 2001. Ökologische Qualität von Wiesen. Dans: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (éd.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Cahiers de la FAL 39, 17–24.

Herzog F., Günter M., Hofer G., Jeanneret P., Pfiffner L., Schläpfer F., Schüpbach B. et Walter T., 2001. Restoration of agro-biodiversity in Switzerland. Dans: Villacampa Y., Brebbia C.A. et Usó J.-L. (éd.), Ecosystems and Sustainable Development III. Advances in Ecological Sciences Vol.10. Wessex Institute of Technology, 397–406.

Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. et Zobrist K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Vierter Zwischenbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Hofer G., Dreier S. et Herzog F., 2001. Plant communities of extensively managed meadows in the ecological compensation areas of the Swiss plateau. Dans: Iselstein J., Spatz G. et Hofmann M. (éd.), Organic Grassland Farming, Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Witzenhausen, Germany, 10–12 July 2001, 158–160.

Hofer G. et Herzog F., 2001. Es krabbelt und fliegt wieder mehr. Dossier Ökologie, Schweizer Bauer 13.10.2001, 19.

Jeanneret P. et Schüpbach B., 2001. Impact of cultivated landscape restoration on agro-biodiversity. Dans: Mander Ü., Printsman A. et Palang H. (éd.), Development of European landscapes, IALE European Conference, Stockholm and Tartu, 30.06-06.07.2001. Institute of Geography University of Tartu. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 92, 523–528.

Peter B. et Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen Ökologische Ausgleichsflächen. Agrarforschung 8(11–12), 452–457.

- Spiess M. et Marfurt C., 2001. Evaluation de l'influence des compensations écologiques sur les oiseaux nicheurs indicateurs. *Nos Oiseaux*, suppl. 5, 151–152.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. et Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität / Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997–1999). Station ornithologique suisse de Sempach (non publié).

2000

- Bigler F., Hofer G., Birrer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Knecht D., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2000. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Dritter Zwischenbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- Dreier S., Hofer G., Knecht D. et Herzog F., 2000. The vegetation of ecological compensation areas in the Swiss plateau – a preliminary evaluation. Dans: Clare T. et Howard D. (éd.), *Quantitative Approaches to landscape Ecology, Proceedings of the ninth Annual Conference of IALE (UK Region)*, Bangor, 7–9.09.2000, Colin Cross Printers Ltd., Garstang, 93–94.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. et Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. *Agrarforschung* 7(5), 206–211.
- Herzog F., Aschwanden N., Dreier S., Hofer G., Jeanneret P., Prasuhn V., Schüpbach B., Spiess E. et Walter T., 2000. Evaluation der agrarökologischen Massnahmen in der Schweiz im Hinblick auf Biodiversität und Wasserqualität. *Proceedings IALE Deutschland, Nürtingen, Jahrestagung 20.–22. Juli 2000*, 64–65.
- Jeanneret P. et Schüpbach B., 2000. Influence des facteurs environnementaux locaux et paysagers sur les invertébrés des paysages cultivés et importance de la connectivité: l'exemple des araignées. *Proceedings "Workshop on Ecological Corridors for Invertebrates: Strategies of Dispersal and Recolonisation in Today's Agricultural and Forestry Landscapes"*. Council of Europe, September 2000, 113–122.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Steiger J., Waldburger M. et Bigler F., 2000. Tagfalter und Spinnen. *Agrarforschung* 7(3), 112–116.
- Jeanneret P. et Walter T., 2000. Ökologischer Ausgleich und Biodiversität – Evaluation verschiedener Ebenen. *Cahiers de la FAL* 31, 22–23.
- Koller N., Pearson S., Pozzi S., Godat S., Herzog F. et Wermeille E., 2000. Evaluation des mesures de compensation écologique sur la diversité de la flore et des papillons dans la région de Nuvilly-Combremont. *Revue Suisse de l'Agriculture* 32(6), 265–271.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P., Bigler F. et Volkart G., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. *Agrarforschung* 7(3), 106–111.
- Pfiffner L., Luka H., Jeanneret P. et Schüpbach B., 2000. Effekte ökologischer Ausgleichsflächen auf die Laufkäferfauna. *Agrarforschung* 7(5), 212–217.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U. et Bigler F., 2000. Veränderungen ökologischer Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 7(3), 100–105.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U., Lips A., Harding J., Bigler F., Reisner Y. et Volkart G., 2000. Die Landschaften der drei Fallstudiengebiete. *Agrarforschung* 7(3), 117–122.

1999

- Bellini E., Schaffner D., Jeanneret P., Lips A. et Fried P.M., 1999. Buntbrachen: Einfluss der Bewirtschaftung auf Bodenspinnen. *Agrarforschung* 6(1), 13–16.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A., Harding J., Steiger J., Waldburger M., Bigler F. et Fried P.M., 1999. Biodiversity patterns in cultivated landscapes: modelling and mapping with GIS and multivariate statistics. Dans: Maudsley M. et Marshall J. (éd.), *Heterogeneity in Landscape Ecology: Pattern and Scale*. International Association for Landscape Ecology (UK). Colin Cross Printers Ltd, Garstang, 85–94.
- OFAG (éd.), 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- Schüpbach B., Gfeller M., Jeanneret P., Lips A. et Bigler F., 1999. Wirkungskontrolle der landwirtschaftlichen Ökomassnahmen für die Biodiversität im schweizerischen Agrarraum. Dans: Blaschke T. (éd.), *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Wichmann, Heidelberg, 209–214.

1998

- Bigler F., Jeanneret P., Lips A., Schüpbach B., Waldburger M. et Fried P., 1998. Wirkungskontrolle der Ökomassnahmen: Biologische Vielfalt. *Agrarforschung* 5(8), 379–382.
- OFAG, 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture. 25 pp.
- OFAG (éd.), 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster Zwischenbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Les cahiers de la FAL Schriftenreihe der FAL

22–36	siehe im Internet unter www.reckenholz.ch >Publikationen >Schriftenreihe der FAL voir à l'internet sous www.reckenholz.ch >Publications >Les cahiers de la FAL		
37	Evaluation der Ökomassnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion Evaluation des mesures écologiques – La charge des eaux de surface en phosphore liée à l'érosion des sols 2001 <i>Volker Prasuhn und Kaspar Grünig</i>	D	CHF 30.–
38	Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft Bilans écologiques: Contribution à une agriculture durable 2002 FAL-Tagung vom 18. Januar 2002 / Journée FAL du 18 janvier 2002	D/F	CHF 30.–
39	Artenreiche Wiesen Prairies à haute diversité biologique 2002 <i>Thomas Walter et al.</i>	D	CHF 30.–
40	Ausmass und mögliche Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf ökologische Ausgleichsflächen Dimension et possible effets de la dérive des produits phytosanitaires sur des surfaces de compensation écologiques 2002 <i>Rudolf Büchi und Franz Bigler</i>	D	CHF 20.–
41	Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln Structure du sol – classification et évaluation visuelle 2002 <i>Jakob Nievergelt, Milan Petrsek und Peter Weisskopf</i>	D	CHF 40.–
42	Biogene VOC und Aerosole – Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung COV biogènes et aérosols – Les composés organiques volatils biogènes et leur contribution aux aérosols 2002 <i>Christoph Spirig und Albrecht Neftel</i>	D	CHF 20.–
43	Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt – Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld L'azote dans l'agriculture et l'environnement – Problèmes, voies de solution et perspectives à l'échelon international, national et local 2003 FAL-Tagung vom 24. Januar 2003 / Journée FAL du 24 janvier 2003	D	CHF 30.–
44	Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland 2003 <i>Jens Leifeld, Seraina Bassin and Jürg Fuhrer</i>	E	CHF 30.–
45	Forschung für den biologischen Landbau Recherche en agriculture biologique 2003 <i>Beat Boller et al.</i>	D/F	CHF 30.–
46	Von der Kontrollstation zum Nationalen Zentrum für Agrarökologie Zur Geschichte der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz 1878–2003 2003 <i>Josef Lehmann</i>	D	CHF 30.–
47	Agrar-Umweltindikatoren – Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz Indicateurs agro-environnementaux – Etude de faisabilité pour la réalisation en Suisse 2003 <i>Gérard Gaillard et al.</i>	D	CHF 30.–
48	Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung Estimation des risques liés à l'utilisation agricole des engrais de recyclage 2003 <i>Ulrich Herter, Thomas Kupper und David Külling</i>	D	CHF 25.–
49	Forschung für die Agrarlandschaft Recherche pour les paysages agricoles 2004 FAL-Tagung vom 23. Januar 2004 / Journée FAL du 23 janvier 2004	D/E/F	CHF 30.–
50	La structure du sol – observer et évaluer Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln 2004 <i>Gerhard Hasinger, Jakob Nievergelt, Milan Petrsek und Peter Weisskopf</i>	F	CHF 45.–
51	Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz Monitoring environnemental en Suisse de plantes génétiquement modifiées 2004 <i>Olivier Sanvido, Franz Bigler, Franco Widmer, Michael Winzeler</i>	D	CHF 30.–
52	Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain Productions intégrée et biologique en comparaison – l'essai des systèmes de production au Burgrain 2004 <i>Urs Zihlmann et al.</i>	D	CHF 30.–
53	Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs Bilan écologique de l'exploitation agricole 2004 <i>Dominique Rossier, Gérard Gaillard</i>	D	CHF 30.–
54	Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der nationalen Bodenbeobachtung Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse 2005 <i>Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaules</i>	D	CHF 30.–
55	Koexistenz verschiedener landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik – Konzept Concept de coexistence d'une agriculture avec et sans OGM en Suisse 2005 <i>Olivier Sanvido et al.</i>	D	CHF 30.–